Évaluation et Rapport de situation du COSEPAC

sur la

Salamandre errante

Aneides vagrans

au Canada

PRÉOCCUPANTE
2014

COSEPAC
Comité sur la situation
des espèces en péril
au Canada

COSEWIC
Committee on the Status
of Endangered Wildlife
in Canada

Les rapports de situation du COSEPAC sont des documents de travail servant à déterminer le statut des espèces sauvages que l'on croit en péril. On peut citer le présent rapport de la façon suivante :

COSEPAC. 2014. Évaluation et Rapport de situation du COSEPAC sur la salamandre errante (*Aneides vagrans*) au Canada. Comité sur la situation des espèces en péril au Canada. Ottawa. xi + 45 p. (www.registrelep-sararegistry.gc.ca/default_f.cfm).

Note de production :
Le COSEPAC remercie Barbara Beasley d'avoir rédigé le rapport sur la situation de la salamandre errante (*Aneides vagrans*) au Canada, en vertu d'un contrat avec Environnement Canada.
Kristiina Ovaska, coprésidente du Sous-comité de spécialistes des amphibiens et reptiles du COSEPAC, a supervisé la préparation du rapport.

Pour obtenir des exemplaires supplémentaires, s'adresser au :

Secrétariat du COSEPAC
a/s Service canadien de la faune
Environnement Canada
Ottawa (Ontario)
K1A 0H3

Tél. : 819-953-3215
Téléc. : 819-994-3684
Courriel : COSEWIC/COSEPAC@ec.gc.ca
http://www.cosepac.gc.ca

Also available in English under the title COSEWIC Assessment and Status Report on the Wandering Salamander *Aneides vagrans* in Canada.

Illustration/photo de la couverture :
Salamandre errante — Photo par Barb Beasley.

©Sa Majesté la Reine du chef du Canada, 2014.
N° de catalogue CW69-14/691-2014F-PDF
ISBN 978-0-660-22195-3

Papier recyclé

COSEPAC
Sommaire de l'évaluation

Sommaire de l'évaluation – mai 2014

Nom commun
Salamandre errante

Nom scientifique
Aneides vagrans

Statut
Préoccupante

Justification de la désignation
L'aire de répartition canadienne de cette salamandre terrestre est principalement limitée aux forêts de basse altitude de l'île de Vancouver et aux petites îles adjacentes au large des côtes, dans le sud-ouest de la Colombie-Britannique. Ces salamandres dépendent de la disponibilité de refuges humides et de troncs de grand diamètre jonchant sur le sol forestier, tels que ceux se trouvant dans les forêts intactes. Les salamandres sont menacées par l'exploitation forestière, le développement résidentiel ainsi que par les épisodes graves de sécheresse et les tempêtes prévus en raison des changements climatiques. Le faible taux de reproduction, la faible capacité de dispersion et les exigences spécifiques en matière d'habitat contribuent à la vulnérabilité de l'espèce.

Répartition
Colombie-Britannique

Historique du statut
Espèce désignée « préoccupante » en mai 2014.

COSEPAC
Résumé

Salamandre errante
Aneides vagrans

Description et importance de l'espèce sauvage

La salamandre errante (*Aneides vagrans*) est une salamandre terrestre appartenant à la famille des Pléthodontidés, les salamandres sans poumons. En 1998, on l'a reconnue comme une espèce distincte de la salamandre pommelée (*A. ferreus*) sur la base de données génétiques. L'adulte a habituellement un poids de 2 à 5 g et une longueur totale (queue comprise) de 75 à 120 mm. La quantité de marbrures gris et bronze sur le dos varie selon l'âge. L'espèce a des pattes relativement longues et des orteils à bout carré que l'on croit être des adaptations pour grimper aux arbres.

Distribution

La salamandre errante a une petite aire de répartition mondiale discontinue qui couvre des régions côtières du nord-ouest de la Californie et l'extrême sud-ouest de la Colombie-Britannique. Elle est absente de la zone située entre ces deux régions dans les États du Washington et de l'Oregon. Son aire de répartition au Canada est principalement limitée à des forêts de basse altitude sur l'île de Vancouver et sur de petites îles voisines; elle n'est présente qu'à un endroit en Colombie-Britannique continentale, soit dans la région de la Sunshine Coast.

Environ 60 % de l'aire de répartition mondiale de l'espèce se trouve au Canada. Les populations dans le sud de l'île de Vancouver et celles du comté de Humboldt en Californie présentent des similarités génétiques. L'explication la plus plausible de cette répartition disjointe est la dispersion à partir de la Californie sur des troncs d'arbres emportés par des courants océaniques s'écoulant vers le nord. D'autres explications ont été proposées, notamment que l'espèce aurait persisté dans un refuge glaciaire sur la côte ouest de l'île de Vancouver ou qu'elle aurait été involontairement introduite sur l'île dans des chargements d'écorce de chêne à tan à la fin du XIX^{e} siècle.

Habitat

Comme la salamandre errante respire par la peau, elle est restreinte à des microhabitats humides. On la trouve surtout sous l'écorce de bois en décomposition ou dans des cavités ou fissures dans ce bois. La femelle pond ses œufs dans de gros

(diamètre d'au moins 50 cm) débris ligneux moyennement décomposés. L'espèce peut persister dans des milieux déboisés, en bordure de forêt ou même dans des secteurs résidentiels s'il y a du bois mort au sol ou de la blocaille qui lui conviennent, mais elle est plus abondante dans des peuplements de conifères matures. La salamandre errante vit dans non seulement au sol, mais aussi dans les arbres. Elle a été observée à une hauteur de 57 m dans le houppier d'une épinette de Sitka sur l'île de Vancouver.

La qualité de l'habitat de la salamandre errante s'est dégradée depuis 30 ans. La coupe à blanc a touché de 20 à 26 % de la superficie des forêts dans son aire de répartition sur l'île de Vancouver. La construction de l'autoroute de l'île a déplacé des individus et fragmenté l'habitat de l'espèce.

Biologie

La femelle pond de 3 à 28 œufs à la fin du printemps ou à l'été et s'en occupe jusqu'à ce qu'ils éclosent à la fin de l'été ou au début de l'automne. Le développement est direct, et les jeunes sont indépendants lorsqu'ils quittent le nid. La maturité sexuelle est atteinte après au moins trois ans. La femelle se reproduit aux deux ans ou moins souvent. L'âge moyen des adultes (durée de génération) varie de 8 à 11 ans, et un individu peut vivre jusqu'à 20 ans.

Tailles et tendances des populations

Les tendances des populations de salamandres errantes en Colombie-Britannique restent largement inconnues. Les populations sont éparses dans l'aire de répartition, et leurs effectifs varient beaucoup d'un endroit à l'autre. De 1981 à 2013, soit depuis trois générations, on a trouvé des salamandres errantes dans 37 % (N=183) des sites échantillonnés dans le cadre d'un relevé des salamandres. Ces données semblent indiquer que l'espèce reste répandue dans toute son aire de répartition. Certaines populations semblent avoir diminué dans un secteur du nord de l'île de Vancouver, mais on n'a pas systématiquement revisité tous les sites d'occurrence historique.

Menaces et facteurs limitatifs

La salamandre errante est menacée par l'exploitation forestière qui continue d'altérer et de fragmenter son habitat dans l'île de Vancouver et par les sécheresses plus intenses et plus longues qui devraient être plus fréquentes avec le changement climatique prévu. En outre, le développement résidentiel et d'autres activités de construction menacent certaines populations, et des tsunamis pourraient éliminer certaines populations dans des basses terres côtières. Environ 80 % de l'aire de répartition de l'espèce se trouve dans des forêts sous aménagement, et au moins 55 sites qu'elle occupe sont menacés par l'exploitation forestière. L'espèce occupe 25 sites dans la zone biogéoclimatique côtière à douglas où l'on prévoit de graves sécheresses et une forte modification du milieu en raison du changement climatique. Le faible taux de reproduction, la faible capacité de dispersion et les exigences précises en matière d'habitat contribuent à la vulnérabilité de l'espèce.

Protection, Statut et classements

La majeure partie de l'aire de répartition et la plupart des occurrences de l'espèce se trouvent sur des terres forestières non protégées appartenant à la province ou à des intérêts privés. Environ 9 % de l'aire de répartition et 17 % des occurrences connues sur l'île de Vancouver se trouvent dans des aires protégées. À l'échelle mondiale, la salamandre errante est inscrite comme « quasi menacée » (NT) à la liste rouge des espèces menacées de l'UICN. Selon NatureServe, l'espèce est « apparemment non en péril » (G4). Au Canada et Colombie-Britannique, elle est classée « vulnérable ou apparemment non en péril » (N3N4/S3S4) et elle est inscrite à la liste bleue des espèces en péril de la province. Elle est classée « non en péril » en Colombie-Britannique et au Canada selon l'évaluation du Programme de situation générale.

RÉSUMÉ TECHNIQUE

Aneides vagrans
Salamandre errante — Wandering Salamander
Répartition au Canada : Colombie-Britannique

Données démographiques

Durée d'une génération *L'âge moyen des parents est calculé d'après des données démographiques recueillies sur un congénère,* l'Aneides lugubris *(voir* **Biologie***).*	8 à 11 ans
Y a-t-il un déclin continu [observé, inféré ou prévu] du nombre total d'individus matures? *Déclin continu inféré et prévu en raison du déclin de la quantité d'habitat et de la qualité de l'habitat surtout attribuable à l'exploitation forestière.*	Oui, déclin inféré et prévu en raison de la destruction et de la dégradation de l'habitat.
Pourcentage estimé de déclin continu du nombre total d'individus matures sur [cinq ans OU deux générations] *Aucune donnée disponible pour estimer l'ampleur du déclin.*	Inconnu
Pourcentage [observé, estimé, inféré ou présumé] [de réduction ou d'augmentation] du nombre total d'individus matures au cours des [dix dernières années ou trois dernières générations]. *Aucune donnée disponible pour estimer l'ampleur de la réduction.*	Inconnu
Pourcentage [prévu ou présumé] [de réduction ou d'augmentation] du nombre total d'individus matures au cours des [dix prochaines années ou trois prochaines générations]. *Aucune donnée disponible; le Conservation Data Centre de la Colombie-Britannique (2013) prévoit un déclin de 0 à 30 % à court terme et de 0 à 50 % à long terme.*	Inconnu
Pourcentage [observé, estimé, inféré ou présumé] [de réduction ou d'augmentation] du nombre total d'individus matures au cours de toute période de [dix ans ou trois générations] commençant dans le passé et se terminant dans le futur. *Aucune donnée disponible; on n'a pas systématiquement rééchantillonné les sites d'occurrence historique pour estimer les effectifs.*	Inconnu
Est-ce que les causes du déclin sont clairement réversibles et comprises et ont effectivement cessé? *Les effets de l'exploitation forestière sont réversibles avec le temps si on laisse les forêts atteindre leur maturité et qu'on garde un nombre suffisant de grands arbres à chaque révolution de façon à ce qu'il reste encore de gros débris ligneux moyennement décomposés. On n'a pas modélisé les quantités seuils de bois au sol nécessaire à l'espèce, mais on dispose probablement d'assez de données pour le faire.*	Déclin quelque peu réversible; causes plus ou moins bien comprises; les causes du déclin n'ont pas cessé.
Y a-t-il des fluctuations extrêmes du nombre d'individus matures?	Non

Information sur la répartition

Superficie estimée de la zone d'occurrence *Superficie calculée d'après les observations faites de 1981 à 2013; si l'on inclut les mentions antérieures, la valeur augmente à 37 800 km².*	35 200 km²

Indice de zone d'occupation (IZO) (Fournissez toujours une valeur selon la grille à carrés de 2 km de côté.) *IZO calculé d'après les observations faites de 1981 à 2013; si l'on inclut les mentions antérieures, la valeur augmente à 872 km².*	460 km² (IZO discontinu), mais l'IZO réel est probablement beaucoup plus grand.
La population totale est-elle très fragmentée? *L'océan, des lacs, des rivières, des routes et des zones déboisées fragmentent les populations dans toute l'aire de répartition de l'espèce au Canada, mais on ignore la superficie minimale des parcelles d'habitat nécessaire pour soutenir des populations viables.*	On ne sait pas, mais peu probable.
Nombre de localités* *« Un seul phénomène menaçant peut affecter rapidement tous les individus du taxon présent. » Un tsunami qui inonderait entièrement une île basse noierait ou emporterait toute une population isolée. Seules deux localités connues, soit les îles Cleland et Grassy, pourraient ainsi être touchées. (Il y a au moins 91 sites touchés par d'autres menaces; voir le* **tableau 1***).*	Inconnu, mais beaucoup plus que 10.
Y a-t-il un déclin continu [observé, inféré ou prévu] de la zone d'occurrence?	Non
Y a-t-il un déclin continu [observé, inféré ou prévu] de l'indice de zone d'occupation? *Les activités d'échantillonnage et la sensibilisation à l'espèce ont augmenté avec le temps, tout comme la zone d'occupation connue.*	Non documenté, mais déclin probable coïncidant avec la perte d'habitat.
Y a-t-il un déclin continu [observé, inféré ou prévu] du nombre de populations? *Difficile à évaluer, car environ 99 % des sites d'occurrence historique n'ont pas été revisités depuis 30 ans, mais de nouvelles mentions de l'espèce ont été faites à proximité (dans un rayon d'environ 10 km) d'environ 50 % de ces sites.*	On ne sait pas.
Y a-t-il un déclin continu [observé, inféré ou prévu] du nombre de localités*?	On ne sait pas.
Y a-t-il un déclin continu [observé, inféré ou prévu] de [la superficie, l'étendue ou la qualité] de l'habitat? *L'exploitation forestière a dégradé la qualité de 20 à 26 % de l'habitat depuis 30 ans et elle se poursuit (voir* **Tendances en matière d'habitat***).*	Oui
Y a-t-il des fluctuations extrêmes du nombre de populations?	Non
Y a-t-il des fluctuations extrêmes du nombre de localités*?	Non
Y a-t-il des fluctuations extrêmes de la zone d'occurrence?	Non
Y a-t-il des fluctuations extrêmes de l'indice de zone d'occupation?	Non

Nombre d'individus matures

Population totale	**Inconnue, mais probablement plus de 10 000 individus matures.**

*Voir « Définitions et abréviations » sur le site Web du COSEPAC et IUCN 2010 (en anglais seulement) pour obtenir des précisions sur ce terme.

Analyse quantitative

La probabilité de disparition de l'espèce de la nature est d'au moins [20 % sur 20 ans ou 5 générations, ou 10 % sur 100 ans]. *Aucune analyse de viabilité de la population n'a été effectuée.*	On ne sait pas

Menaces (réelles ou imminentes pour les populations ou leur habitat)

Exploitation forestière : Pratiquée dans l'ensemble de l'aire de répartition de l'espèce, elle touche 55 sites occupés de 1981 à 2013 et 80 % de l'aire de répartition.

Changement climatique : On prévoit que de graves sécheresses et des modifications de l'habitat dans la zone biogéoclimatique côtière à douglas nuiront aux populations occupant 25 sites de 1981 to 2013 et à 6 % de l'habitat dans l'aire de répartition de l'espèce sur l'île de Vancouver. On prévoit que le changement climatique aura des effets moins graves dans le reste de l'aire de répartition de l'espèce au Canada qui se trouve dans la zone biogéoclimatique côtière à pruche de l'Ouest.

Tsunamis : Des vagues déferlant sur des îles basses et des plages toucheraient 10 sites occupés de 1981 à 2013, dont deux où la population serait entièrement détruite.

Développement résidentiel ou commercial : Ce développement touche 16 sites occupés de 1981 à 2013 et environ 4 % de l'aire de répartition de l'espèce.

Routes et corridors de service : Ces infrastructures touchent 13 populations connues et 17 % de l'aire de répartition de l'espèce.

Les autres menaces, dont les impacts sont faibles ou inconnus, comprennent l'agriculture, la pollution, des espèces envahissantes et d'autres espèces problématiques, comme des organismes pathogènes.

Immigration de source externe (immigration de l'extérieur du Canada)

Situation des populations de l'extérieur *Aux États-Unis, l'espèce est cotée N4 (apparemment non en péril).*	Stable
Une immigration a-t-elle été constatée ou est-elle possible?	Non
Des individus immigrants seraient-ils adaptés pour survivre au Canada? *Des analyses indiquent que les populations du comté de Humboldt (Californie) sont génétiquement très semblables aux populations de l'île de Vancouver, mais il y a des différences dans leurs activités saisonnières et leur comportement.*	Peut-être
Y a-t-il suffisamment d'habitat disponible au Canada pour les individus immigrants?	On ne sait pas
La possibilité d'une immigration depuis des populations externes existe-t-elle?	Non

Nature délicate de l'information sur l'espèce

L'information concernant l'espèce est-elle de nature délicate?	Non

Historique du statut selon le COSEPAC

Espèce désignée « préoccupante » en mai 2014.

Statut et justification de la désignation

Statut	**Code alphanumérique**
Espèce préoccupante	Ne s'applique pas.
Justification de la désignation L'aire de répartition canadienne de cette salamandre terrestre est principalement limitée aux forêts de basse altitude de l'île de Vancouver et aux petites îles adjacentes au large des côtes, dans le sud-ouest de la Colombie-Britannique. Ces salamandres dépendent de la disponibilité de refuges humides et de troncs de grand diamètre jonchant sur le sol forestier, tels que ceux se trouvant dans les forêts intactes. Les salamandres sont menacées par l'exploitation forestière, le développement résidentiel ainsi que par les épisodes graves de sécheresse et les tempêtes prévus en raison des changements climatiques. Le faible taux de reproduction, la faible capacité de dispersion et les exigences spécifiques en matière d'habitat contribuent à la vulnérabilité de l'espèce.	

Applicabilité des critères

Critère A (déclin du nombre total d'individus matures) : Critère non satisfait. On infère des déclins d'après les tendances en matière d'habitat, mais on ne peut estimer exactement leur ampleur.
Critère B (petite aire de répartition et déclin ou fluctuation) : Critère non satisfait. La superficie de la zone d'occurrence dépasse les valeurs seuils. Calculé à partir des seules mentions connues, l'IZO est sous-estimé, et sa valeur réelle pourrait se situer entre 500 et 1000 km^2, ce qui satisferait au critère d'espèce menacée. Toutefois, même si la qualité de l'habitat diminue (le critère biii s'applique), les données disponibles ne permettent pas d'inférer ou de confirmer une grave fragmentation de l'habitat; il y bien plus que 10 localités et pas de fluctuations extrêmes.
Critère C (nombre d'individus matures peu élevé et en déclin) : Critère non satisfait. La taille de la population totale est inconnue, mais dépasse probablement 10 000 adultes.
Critère D (très petite population totale ou répartition restreinte) : Critère non satisfait. La population n'est ni petite, et sa répartition n'est pas restreinte.
Critère E (analyse quantitative) : Critère non satisfait. Il manque de données pour effectuer une analyse quantitative.

HISTORIQUE DU COSEPAC

Le Comité sur la situation des espèces en péril au Canada (COSEPAC) a été créé en 1977, à la suite d'une recommandation faite en 1976 lors de la Conférence fédérale-provinciale sur la faune. Le Comité a été créé pour satisfaire au besoin d'une classification nationale des espèces sauvages en péril qui soit unique et officielle et qui repose sur un fondement scientifique solide. En 1978, le COSEPAC (alors appelé Comité sur le statut des espèces menacées de disparition au Canada) désignait ses premières espèces et produisait sa première liste des espèces en péril au Canada. En vertu de la *Loi sur les espèces en péril* (LEP) promulguée le 5 juin 2003, le COSEPAC est un comité consultatif qui doit faire en sorte que les espèces continuent d'être évaluées selon un processus scientifique rigoureux et indépendant.

MANDAT DU COSEPAC

Le Comité sur la situation des espèces en péril au Canada (COSEPAC) évalue la situation, au niveau national, des espèces, des sous-espèces, des variétés ou d'autres unités désignables qui sont considérées comme étant en péril au Canada. Les désignations peuvent être attribuées aux espèces indigènes comprises dans les groupes taxinomiques suivants : mammifères, oiseaux, reptiles, amphibiens, poissons, arthropodes, mollusques, plantes vasculaires, mousses et lichens.

COMPOSITION DU COSEPAC

Le COSEPAC est composé de membres de chacun des organismes responsable des espèces sauvages des gouvernements provinciaux et territoriaux, de quatre organismes fédéraux (le Service canadien de la faune, l'Agence Parcs Canada, le ministère des Pêches et des Océans et le Partenariat fédéral d'information sur la biodiversité, lequel est présidé par le Musée canadien de la nature), de trois membres scientifiques non gouvernementaux et des coprésidents des sous-comités de spécialistes des espèces et du sous-comité des connaissances traditionnelles autochtones. Le Comité se réunit au moins une fois par année pour étudier les rapports de situation des espèces candidates.

DÉFINITIONS
(2014)

Espèce sauvage	Espèce, sous-espèce, variété ou population géographiquement ou génétiquement distincte d'animal, de plante ou d'un autre organisme d'origine sauvage (sauf une bactérie ou un virus) qui est soit indigène du Canada ou qui s'est propagée au Canada sans intervention humaine et y est présente depuis au moins cinquante ans.
Disparue (D)	Espèce sauvage qui n'existe plus.
Disparue du pays (DP)	Espèce sauvage qui n'existe plus à l'état sauvage au Canada, mais qui est présente ailleurs.
En voie de disparition (VD)*	Espèce sauvage exposée à une disparition de la planète ou à une disparition du pays imminente.
Menacée (M)	Espèce sauvage susceptible de devenir en voie de disparition si les facteurs limitants ne sont pas renversés.
Préoccupante (P)**	Espèce sauvage qui peut devenir une espèce menacée ou en voie de disparition en raison de l'effet cumulatif de ses caractéristiques biologiques et des menaces reconnues qui pèsent sur elle.
Non en péril (NEP)***	Espèce sauvage qui a été évaluée et jugée comme ne risquant pas de disparaître étant donné les circonstances actuelles.
Données insuffisantes (DI)****	Une catégorie qui s'applique lorsque l'information disponible est insuffisante (a) pour déterminer l'admissibilité d'une espèce à l'évaluation ou (b) pour permettre une évaluation du risque de disparition de l'espèce.

* Appelée « espèce disparue du Canada » jusqu'en 2003.

** Appelée « espèce en danger de disparition » jusqu'en 2000.

*** Appelée « espèce rare » jusqu'en 1990, puis « espèce vulnérable » de 1990 à 1999.

**** Autrefois « aucune catégorie » ou « aucune désignation nécessaire ».

***** Catégorie « DSIDD » (données insuffisantes pour donner une désignation) jusqu'en 1994, puis « indéterminé » de 1994 à 1999. Définition de la catégorie (DI) révisée en 2006.

Environnement Canada
Service canadien de la faune

Environment Canada
Canadian Wildlife Service

Canada

Le Service canadien de la faune d'Environnement Canada assure un appui administratif et financier complet au Secrétariat du COSEPAC.

Rapport de situation du COSEPAC

sur la

Salamandre errante

Aneides vagrans

au Canada

2014

TABLE DES MATIÈRES

DESCRIPTION ET IMPORTANCE DE L'ESPÈCE SAUVAGE 4
Nom et classification 4
Description morphologique 4
Structure spatiale et variabilité de la population 5
Unités désignables 6
Importance de l'espèce 6
RÉPARTITION 7
Aire de répartition mondiale 7
Aire de répartition canadienne 9
Zone d'occurrence et zone d'occupation 17
Activités de recherche 18
HABITAT 18
Besoins en matière d'habitat 18
Tendances en matière d'habitat 20
BIOLOGIE 21
Cycle vital et reproduction 21
Déplacements et dispersion 23
Relations intraspécifiques 23
Relations interspécifiques 23
TAILLE ET TENDANCES DES POPULATIONS 24
Activités et méthodes d'échantillonnage 24
Abondance 25
Fluctuations et tendances 27
Immigration de source externe 27
MENACES ET FACTEURS LIMITATIFS 28
Facteurs limitatifs 28
Menaces 28
Description des menaces 30
Autres menaces (impact faible) 32
Nombre de sites 33
PROTECTION, STATUTS ET CLASSEMENTS 33
Statuts et protection juridiques 33
Statuts et protection non juridiques 33
Protection et propriété de l'habitat 34
REMERCIEMENTS ET EXPERTS CONTACTÉS 34
Experts contactés 35
SOURCES D'INFORMATION 36
SOMMAIRE BIOGRAPHIQUE DE LA RÉDACTRICE DU RAPPORT 43
COLLECTIONS EXAMINÉES 44

Liste des figures

Figure 1. Salamandre errante (*Aneides vagrans*) de l'île de Vancouver : A) adulte (ruisseau Rosewall), B) masse d'œufs (île Thetis), C) nouveau-né (Bamfield). Photos prises par Kristiina Ovaska 5

Figure 2. Aire de répartition mondiale de la salamandre errante (*Aneides vagrans*). Source : IUCN, Conservation International et NatureServe. 2004. Global Amphibian Assessment, IUCN, Conservation International et NatureServe, Washington D.C. et Arlington (Virginie), États-Unis..... 8

Figure 3. Aire de répartition canadienne de la salamandre errante (*Aneides vagrans*) sur l'île de Vancouver et de petites îles voisines. Les mentions sont tirées des données compilées pour le présent rapport de situation. 10

Liste des tableaux

Tableau 1. Nombres de sites où l'on a trouvé au moins une salamandre errante (*Aneides vagrans*) dans la période 1906-2013, y compris les sites récents (1981-2013) qui se trouvent dans des aires protégées ou sur lesquels pèsent des menaces pour les dix prochaines années. 11

Tableau 2. Activités de recherche quantitative et abondance relative des salamandres errantes (*Aneides vagrans*) à divers sites dans l'aire de répartition canadienne de l'espèce. Seuls les relevés visant les salamandres terrestres dans des habitats potentiels de l'espèce sont présentés..... 15

Tableau 3. Résumé des principales menaces qui pèsent sur la salamandre errante (*Aneides vagrans)*, selon la méthode standard d'évaluation des menaces de l'UICN..... 28

Liste des annexes

Annexe 1. Arbre phylogénétique produit par Jackman (1998) à partir des distances génétiques de Nei (1978). Les échantillons pour l'île de Vancouver proviennent des sites de la rivière Jordan (1), du ruisseau Rosewall (2) et de l'île Thetis (3). Les numéros (4) à (25) correspondent aux populations indiquées sur les cartes de Jackman (1998). Nommés selon la nomenclature de Sessions et Kezer (1987), les taxons *Aneides ferreus* I et *Aneides ferreus* II correspondent à des groupes génétiquement distincts qui sont maintenant considérés comme deux espèces distinctes, soit l'*A. ferreus* et l'*A. vagrans*, respectivement. Les six locus d'allozymes fixes qui distinguent les deux groupes sont indiqués : les locus G3pdh, La, Gtdh et Ldh-1 ont changé le long d'une branche particulière (indiqués par de petites barres), et les allèles des locus Aat-2 et Idh-1 étaient propres à chaque groupe. Figure de Jackman (1998) reproduite avec sa permission. 45

DESCRIPTION ET IMPORTANCE DE L'ESPÈCE SAUVAGE

Nom et classification

La salamandre errante, ou *Aneides vagrans* (Wake et Jackman 1998), appartient à la famille des Pléthodontidés, les salamandres sans poumons. Il s'agit d'une des 96 espèces de la sous-famille des Pléthodontinés et d'une des six espèces du genre *Aneides*. Wake et Jackman (1998) l'ont séparée de l'*Aneides ferreus*, la salamandre pommelée sur la base de différences sur les plans de l'hétéromorphisme des chromosomes (Kezer et Sessions, 1979; Sessions et Kezer, 1987), des caractères morphométriques (Beatty, 1979; Jackman, 1998), des allozymes et des séquences d'ADN mitochondrial (Jackman, 1998).

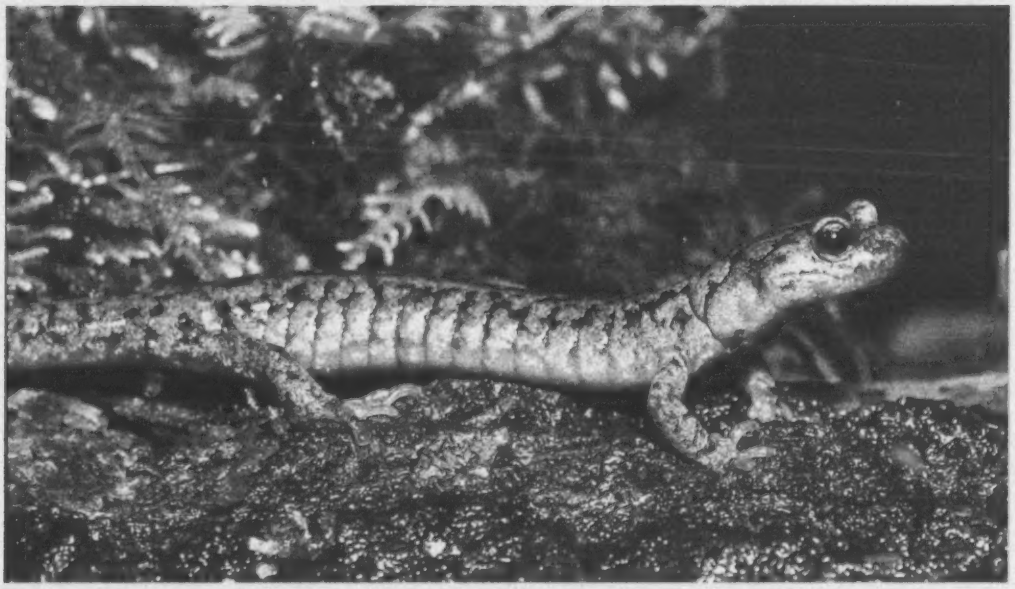
Description morphologique

La salamandre errante a un corps élancé, de longues pattes, de longs orteils à bout carré et une queue préhensile arrondie que l'on croit tous être des adaptations lui permettant de grimper. Elle présente un sillon vertical entre chaque narine et la lèvre supérieure (sillons nasolabiaux), caractère externe distinctif des salamandres pléthodontidés. L'adulte pèse de 1,5 à 5,6 g et mesure de 50 à 76 mm du museau au cloaque et de 75 à 130 mm au total (Davis, 1991). Le dos présente plus ou moins de marbrures noires (ou brun foncé) et grises, avec des mouchetures bronze (figure 1a). La surface ventrale est gris translucide. La tête trapue est large au cou et se rétrécit vers le museau, et la mâchoire est carrée et musclée.

Le jeune fraîchement éclos est effilé, pèse moins d'un gramme et mesure de 13 à 16 mm du museau au cloaque, pour une longueur totale d'environ 25 mm. Il a une tache triangulaire de couleur cuivre ou bronze sur le museau (figure 1c). Il présente souvent une couleur bronze sur le haut des pattes antérieures, de chaque côté de la nuque et sur le dos où elle forme une large bande aux bords irréguliers. La quantité de marbrures foncées sur les flancs brunâtres ou gris varie. La coloration change avec l'âge, et les individus présentent la coloration de l'adulte lorsqu'ils mesurent environ 45 mm du museau au cloaque (Davis, 1991).

Mesurant 5 ou 6 mm de diamètre, les œufs fraîchement pondus sont presque sphériques et de couleur crème. La masse d'œufs (contenant de 3 à 28 œufs, 12 en moyenne) est contenue dans deux enveloppes transparentes et suspendue par de longs filaments gélatineux au plafond d'une cavité dans du bois en décomposition (figure 1b) (Ovaska et Davis, 2005). Les œufs prennent une forme légèrement oblongue et deviennent plus foncés avec le temps. Les jeunes salamandres éclosent directement des œufs sans passer par un stade larvaire.

A



B

C

Figure 1. Salamandre errante (*Aneides vagrans*) de l'île de Vancouver : A) adulte (ruisseau Rosewall), B) masse d'œufs (île Thetis), C) nouveau-né (Bamfield). Photos prises par Kristiina Ovaska.

Structure spatiale et variabilité de la population

La plupart des recherches sur l'espèce ont porté sur les variations entre les populations de la Californie et celles de l'île de Vancouver, mais ces travaux ont également permis d'obtenir des données sur la variabilité génétique au sein des populations du Canada. Dans une étude d'électrophorèse horizontale sur gel d'amidon, Jackman (1998) a trouvé très peu de variation au sein de populations échantillonnées à divers endroits sur l'île de Vancouver (annexe 1). Il a obtenu le même résultat lorsqu'il a vérifié la variation du gène ND2 et d'un ARN de transfert mitochondriaux. La différenciation mitochondriale entre les deux premières populations échantillonnées

sur l'île de Vancouver, soit celles du ruisseau Rosewall et de l'île Thetis, ne s'est chiffrée qu'à 0,9 %. L'analyse de clades emboîtés réalisée par la suite par la même équipe de recherche a confirmé que 11 populations de l'île de Vancouver, réparties sur une distance de 500 km depuis Coal Harbour jusqu'à la rivière Jordan, étaient semblables (Beaulieu et Jackman, 2003). Le cladogramme établi pour l'île de Vancouver ne montrait aucune association géographique entre haplotypes, mais le résultat n'était pas concluant en raison de la petite taille de l'échantillon (Beaulieu et Jackman, 2003). L'échantillon se limitait à des populations du côté oriental de l'île de Vancouver, à l'exception de la population de la rivière Jordan, sur la côte ouest de l'île, et de celle de l'île Thetis (Jackman, 1998; Beaulieu et Jackman, 2003). Aucune population sur les 14 autres îles où l'espèce est présente ou dans les secteurs plus isolés de la côte ouest de l'île de Vancouver n'a été échantillonnée.

Unités désignables

La salamandre errante est présente dans une petite région au sein d'une seule province faunique des amphibiens et des reptiles terrestres du COSEPAC (celle du Pacifique) et semble présenter une morphologie uniforme. Aucune donnée génétique, morphologique ou autre ne laisse croire qu'il y aurait plus d'une unité désignable.

Importance de l'espèce

Les salamandres pléthodontidés jouent divers rôles écologiques importants dans les écosystèmes forestiers (Davic et Welsh, 2004). Ce sont des prédateurs vertébrés de niveau trophique intermédiaire qui convertissent de petites proies invertébrées en biomasse disponible pour de plus grands prédateurs, comme des oiseaux et de petits mammifères. Des études menées dans l'est des États-Unis ont montré que la biomasse des pléthodontidés représente une grande part de la biomasse totale des vertébrés, semblable à celle des souris et des musaraignes et plus élevée que celle de tous les oiseaux réunis au plus fort de leur saison de nidification (Burton et Likens, 1975a, b). En réduisant l'abondance des invertébrés, les pléthodontidés réduisent indirectement le taux de décomposition de la litière forestière (réduction allant jusqu'à 11 à 17 % dans le cas du *Plethodon cinereus*), ce qui modifie sans doute la dynamique du carbone forestier (Wyman 1998).

Un certain nombre d'attributs font des pléthodontidés de bons indicateurs de la biodiversité et de l'intégrité de l'écosystème en milieu forestier (Welsh et Droege, 2001). La salamandre errante constitue un indicateur particulièrement intéressant de la persistance de la structure des forêts parce qu'elle a besoin de gros débris ligneux moyennement décomposés pour se reproduire (Davis, 1991). De plus, les dénombrements ont un coefficient de variation (CV) temporelle plus faible pour la salamandre errante (28 %) que pour les lépidoptères (93 %), les oiseaux passereaux (57 %), les petits mammifères (69 %) et les autres amphibiens (de 37 à 46 %) (Welsh et Droege, 2001). Le faible CV de l'espèce lui confère un important avantage statistique sur les autres espèces pour la surveillance à long terme de l'état des forêts parce qu'il facilite la détection des changements.

Deux autres raisons rendent la salamandre errante particulièrement intéressante pour les naturalistes. Premièrement, elle a la capacité inhabituelle de survivre en milieu arboricole, c.-à-d. dans le houppier de vieux arbres de grande taille (Spickler *et al.*, 2006; Murphy, comm. pers., 2014). Deuxièmement, la répartition discontinue de l'espèce offre une occasion unique d'étudier les taux de dispersion et d'évolution.

RÉPARTITION

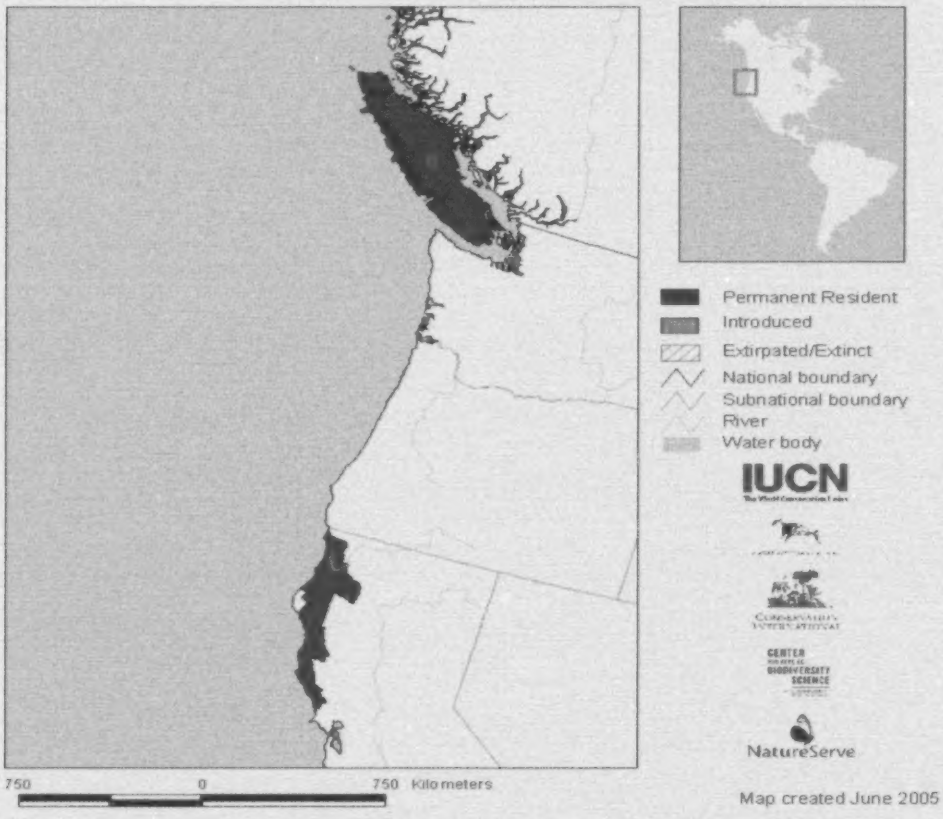
Aire de répartition mondiale

L'aire de répartition mondiale de la salamandre errante couvre une superficie estimée à moins de 70 000 km^2 divisée en deux parties isolées l'une de l'autre. En effet, l'espèce est présente en Colombie-Britannique et dans le nord de la Californie, mais pas dans le territoire entre deux, dans les États de l'Oregon et du Washington (figure 2).

En Californie, l'aire de répartition de l'espèce s'étend, du nord au sud, depuis les comtés de Siskiyou et de Del Norte, dans les comtés de Trinity, Humboldt et Mendocino, où elle forme une mince bande côtière de milieux forestiers qui se rétrécit vers le sud jusqu'aux environs de Stewart's Point, situé dans le nord-ouest du comté de Sonoma (Wake et Jackman, 1998). L'occurrence la plus septentrionale de l'espèce en Californie se trouve du côté sud de la rivière Smith, près de 3 km à l'ouest de sa confluence avec sa branche sud, où elle vit à moins de 15 km de son congénère, la salamandre pommelée (Jackman, 1998).

L'explication la plus plausible de la répartition discontinue de la salamandre errante veut qu'elle se soit dispersée vers l'île de Vancouver à partir de la Californie sur du bois emporté vers le nord par des courants océaniques après les glaciations. Le courant de Davidson, qui s'écoule vers le nord, est le courant océanique dominant l'hiver sur la côte Pacifique de l'Amérique du Nord. Il passe d'abord au large de la Californie à la bordure du plateau continental, puis se rapproche de la côte à mesure qu'elle s'écoule vers le nord. Deux autres hypothèses ont été avancées pour expliquer la répartition de la salamandre errante. Selon Beatty (1979) et Davis et Gregory (1993), l'aire de répartition de la salamandre errante aurait été fragmentée durant la glaciation du Pléistocène il y a des milliers d'années, et la population de l'île de Vancouver y aurait survécu dans des refuges glaciaires. La présence de la salamandre errante sur la péninsule Brooks, sur la côte ouest du nord de l'île de Vancouver, appuie cette hypothèse (Hebda et Haggarty, 1997). En effet, des données paléoécologiques et génétiques recueillies sur d'autres organismes, notamment des plantes et des lichens, indiquent que la péninsule Brooks et certains secteurs côtiers voisins ont constitué un refuge glaciaire sur l'île de Vancouver (Pojar, 1980; Hebda et Haggarty, 1997; Shafer *et al.*, 2010). Toutefois, cette hypothèse a été formulée avant les études génétiques, qui montrent des similitudes étonnantes entre les populations de la Californie et de l'île de Vancouver (Jackman, 1998), et elle n'explique pas adéquatement la répartition

discontinue. Jackman (1998) a quant à lui avancé que la salamandre errante aurait été introduite en Colombie-Britannique dans des chargements d'écorce de chêne à tan (*Lithocarpus densiflorus*) importée de la Californie à la fin du XIX^{e} siècle.



Veuillez voir la traduction française ci-dessous :
Permanent resident = Résidant permanent
Introduced = Introduit
Extirpated/extinct = Disparu
National boundary = Frontière internationale
Subnational boundary = Frontière infranationale
River = Cours d'eau
Water body = Plan d'eau
Map created... = Carte produite en juin 2005

Figure 2. Aire de répartition mondiale de la salamandre errante (*Aneides vagrans*). Source : IUCN, Conservation International et NatureServe. 2004. Global Amphibian Assessment, IUCN, Conservation International et NatureServe, Washington D.C. et Arlington (Virginie), États-Unis.

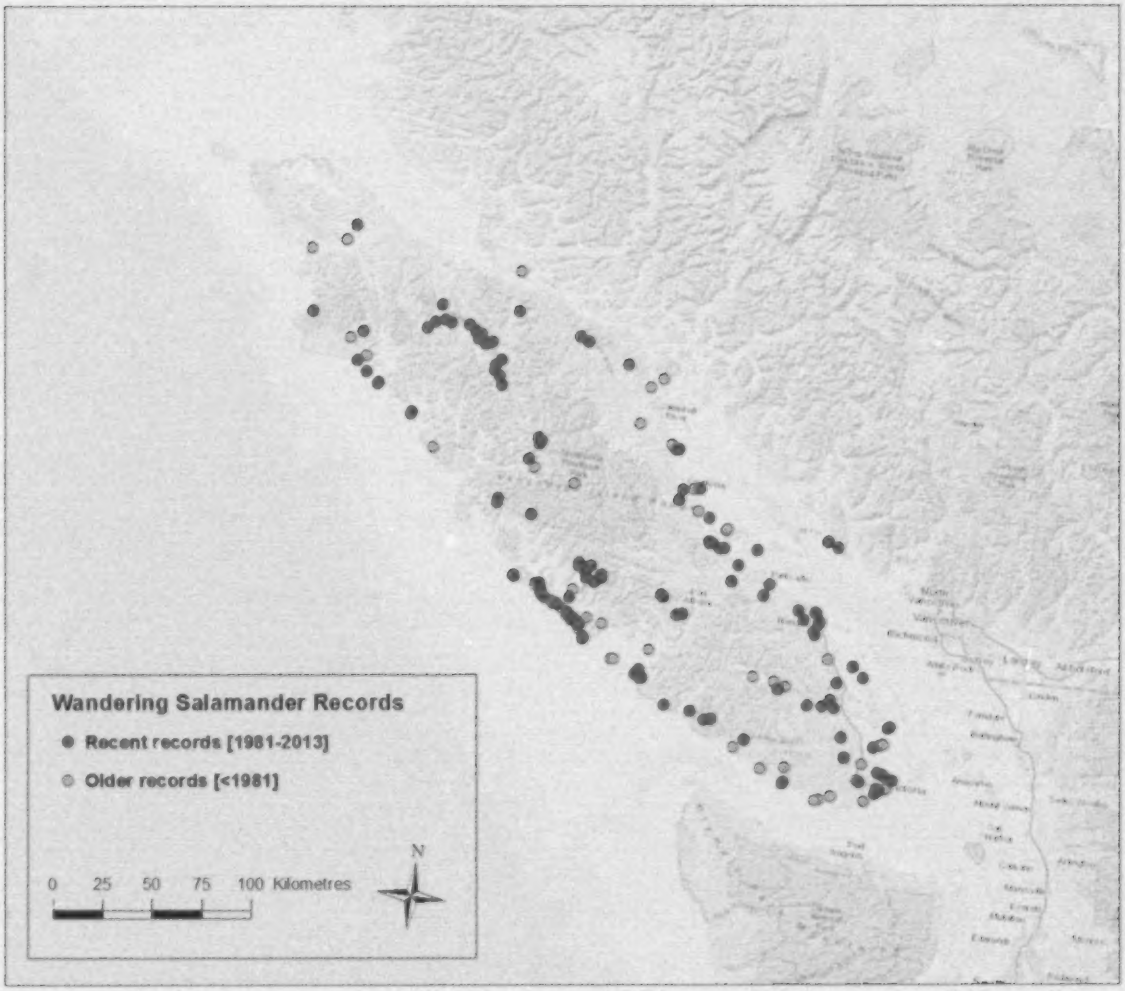
Cette dernière hypothèse ne cadre pas bien avec la répartition de l'espèce sur l'ensemble de l'île de Vancouver, y compris dans des régions éloignées comme la péninsule Brooks et sur de petites îles au large. Jackman (1998) a trouvé des preuves de l'expédition d'écorce de chêne à tan de la Californie vers des tanneries situées à Victoria et à Nanaimo. Selon lui, l'espèce se serait dispersée à travers l'île de

Vancouver sur des grumes transportées par camion ou par flottage. Toutefois, le premier camion grumier a été fabriqué en 1913 (Knapp, 1921), et l'usage de ce type de camion ne s'est répandu sur l'île que dans les années 1920 (B.C. Archives, 2003). Pour qu'elle puisse avoir été transportée par flottage, il faudrait que la salamandre errante ait une tolérance exceptionnelle à l'eau salée (mais voir **BIOLOGIE**). On peut difficilement imaginer comment l'espèce aurait pu se répandre si rapidement dans des régions sans routes de l'île de Vancouver. Par exemple, on a trouvé la salamandre errante à Tofino en 1909 (spécimen CMNAR 131), soit 50 ans avant que le village ne devienne accessible par route (Horsfield, 2008). En outre, les centres qui, selon Jackman, auraient été les sites des premières introductions, soit Victoria et Nanaimo, étaient des ports côtiers où se trouvaient des usines de transformation du bois. On s'attendrait donc à ce les grumes soient transportées de la forêt vers ces ports, non pas l'inverse, et il semble peu plausible que des salamandres aient pu être transportées dans des camions grumiers (ou des wagons de train ou des chars à bœufs) vides (Fraser, en prép., 2013).

La salamandre errante est un vertébré inhabituel parce que son aire de répartition au Canada et aux États-Unis est entrecoupée d'une vaste zone où elle est absente. Toutefois, au moins 24 espèces végétales présentent une répartition discontinue semblable, notamment les espèces *Clarkia viminea, Allium amplectens, Crassula erecta* (= *C. connata*), *Dryopteris arguta, Isoetes nuttallii, Juncus kelloggii, Minuartia pusilla, Microseris bigelovii, Montia howellii, Myrica californica, Ranunculus californicus, Trifolium depauperatum, Triphysaria versicolor, Vulpia pacifica, Woodwardia fimbriata* (Ceska et Ceska, 1997) et *Lupinus densiflorus* (COSEPAC, 2005; Fraser, en prép., 2013). On trouve également un invertébré, soit la noctuelle d'Edwards (*Anarta edwardsii*), en Californie et sur l'île de Vancouver, mais pas en Oregon, ni dans l'État du Washington à l'exception de la région de la baie Puget, située dans l'extrême nord de l'État (COSEPAC, 2009). Il est peu probable que toutes ces espèces aient été introduites sur l'île de Vancouver. Soltis *et al.* (1997) ont également décrit un certain nombre d'espèces végétales et animales qui présentent une répartition discontinue, et, comme la salamandre errante, ces espèces affichaient une diversité génétique moindre dans leurs populations septentrionales que dans leurs populations méridionales.

Aire de répartition canadienne

Plus de 60 % de l'aire de répartition mondiale de la salamandre errante se trouve au Canada. L'espèce présente une vaste répartition éparse sur l'ensemble de l'île de Vancouver. On a aussi signalé sa présence sur 18 îles voisines de l'île de Vancouver et dans deux sites continentaux à proximité du lac Trout, situé près de la baie Halfmoon sur la Sunshine Coast (Ryder et Campbell, 2004) (tableau 1; figure 3). Elle est présente dans certaines parties de la zone biogéoclimatique côtière à pruche de l'Ouest et de la zone biogéoclimatique côtière à douglas, à des altitudes inférieures à 600 m.



Veuillez voir la traduction française ci-dessous :
Wandering Salamander Records = Mentions de la salamandre errante
Recent records... = Mentions récentes (de 1981 à 2013)
Older records... = Mentions antérieures à 1981
Kilometers = kilomètres

Figure 3. Aire de répartition canadienne de la salamandre errante (*Aneides vagrans*) sur l'île de Vancouver et de petites îles voisines. Les mentions sont tirées des données compilées pour le présent rapport de situation.

Tableau 1. Nombres de sites où l'on a trouvé au moins une salamandre errante (*Aneides vagrans*) dans la période 1906-2013, y compris les sites récents (1981-2013) qui se trouvent dans des aires protégées ou sur lesquels pèsent des menaces pour les dix prochaines années.

O = oui, N = non : indique si on est revenu échantillonner dans les environs (dans un rayon d'environ 10 km) du site d'occurrence historique depuis 30 ans.

			Période							Sites 1981-2013 Protection et menaces						
Région	Secteur	Sites	Avant 1921	1921-1950	1951-1980	1981-2013	Total pour toutes les années	Nbre de sites d'avant 1981 NON rééchantillonnés depuis 30 ans	Nbre de sites d'avant 1981 rééchantillonnés (à proximité) depuis 30 ans	Dans une aire protégée	Développement résidentiel	Changement climatique	Exploitation forestière	Routes / corridors de service	Tsunami	On ne sait pas
Environs de Victoria	North Saanich	Ardmore Rd.; Brentwood; Sidney; près de Sidney		3	5	1	9	8	O		1	1				
	Île Portland	Île Portland				1	1			1		1				
	Saanich	Gordon Head; Haliburton Farm; Observatory Hill; parc du Mont-Douglas; Victoria		2		3	5	2	O	2	2	3				
	Esquimalt et Victoria West	BFC Esquimalt; parc Saxe Point; Powderly Ave				3	3			1	2	3				
	Metchosin	Rocky Point; sentier Galloping Goose (par Mary Hill)				2	2				1	2		1		
	Bassin versant du Grand Victoria	Quatre sites à différents stades de succession				4	4					4	4			
	Parc Goldstream	Goldstream			1	1	1		O	1		1				
Sud-est de l'île de Vancouver	Lac Shawnigan	Renfrew Road R953				1	1					1				1
	Rivière Chemainus	Chemainus River Rd; Hillcrest Rd				2	2					2				2
	Île Salt Spring	Extrémité nord				1	1					1				
	Ladysmith	Près du parc provincial Ivy Green			1		1	1	N							
	Île Thetis	Île Thetis				1	1					1				1
Sud-ouest de l'île de Vancouver	Sooke	Sooke; 2,1 mi à l'ouest; 3,4 mi à l'ouest; Milnes Landing		4			4	4	N							
	Rivière Jordan	Rivière Jordan; 3 mi au nord; 5 mi au nord; 9 mi à l'ouest; 3,7 mi au nord-ouest		3	4	1	8	7	O							1
	Port Renfrew	Lac Fairy; Port Renfrew		1		1	2	1	O							1
Centre-sud de l'île de Vancouver	Lake Cowichan	Cowichan Lake; baie Marble; Mayo Rd; Riverbottom Rd; chutes Skutz		1		5	6	1	O							5
	Youbou	Youbou; 4,3 mi au sud-est		2			2	2	N							
Est de l'île de Vancouver	Nanaimo	114 Fifth St; baie Departure; Nanaimo Lks Rd; "Five Acres"; Mont Benson		2		5	7	2	O		3	4		1		

Région	Secteur	Sites	Période							Sites 1981-2013 Protection et menaces						
			Avant 1921	1921-1950	1951-1980	1981-2013	Total pour toutes les années	Nbre de sites d'avant 1981 NON rééchantillonnés depuis 30 ans	Nbre de sites d'avant 1981 rééchantillonnés (à proximité) depuis 30 ans	Dans une aire protégée	Développement résidentiel	Changement climatique	Exploitation forestière	Routes / corridors de service	Tsunami	On ne sait pas
	Lantzville	Lantzville Foothills				1	1				1	1				
	Errington	Chalet Road (près du lac Cameron); chutes de la rivière Englishman; Little Mtn. Road; chutes Little Qualicum				4	4			2						2
	Qualicum	Voie ferrée, du côté nord-est de la route 19, 0,4 km au sud de Baylis Rd				1	1				1					
	Bowser	Ruisseau Cook; Crossley Rd; ruisseau McNaughton; ruisseau Rosewall; ruisseau Thames				5	5			1	1			1		3
	Baie Union	Baie Union	1		1		2	2	N							
	Île Hornby	Île Hornby		1			1	1	N							
	Île Denman	Île Denman				1	1									1
	Courtenay	Cumberland Rd et Arden Rd				1	1				1					
	Comox	Lazo Rd		3	1	1	5	4	O					1		
	Cumberland	Cumberland				1	1				1					
	Ruisseau Black	2,5 km au nord-est du ruisseau Black; baie Miracle; rivière Oyster; Seaview Rd			3	2	5	3	O	1						1
	Campbell River	11 km au nord-est de Campbell River sur la route 19; Lower Quinsam			2		2	2	N							
	Île Quadra	6,5 km au nord-est de la baie Heriot			1		1	1	N							
	Au nord de Campbell River	22,5 km au nord-ouest du pont sur la rivière Campbell				1	1						1			
	Sayward	1,5 km à l'ouest du lac Rooney; 11 km au sud-est de Sayward; ruisseau Dalrymple				3	3						3			
	Île Cracroft	Cracroft		1			1	1	N							

Région	Secteur	Sites	Période							Sites 1981-2013 Protection et menaces						
			Avant 1921	1921-1950	1951-1980	1981-2013	Total pour toutes les années	N[bre] de sites d'avant 1981 NON rééchantillonnés depuis 30 ans	N[bre] de sites d'avant 1981 rééchantillonnés (à proximité) depuis 30 ans	Dans une aire protégée	Développement résidentiel	Changement climatique	Exploitation forestière	Routes / corridors de service	Tsunami	On ne sait pas
Centre et nord de l'île de Vancouver	Port Alberni	Ruisseau Anderson; ruisseau Kanyon; ruisseau Mactush; rivière Nahmint				4	4						4			
	Woss	Woss - 4 sites près de l'aéroport; vallée de la Nimkish - 8 sites; Woss -15 sites			4	23	27	4	O				23			
	Carmanah-Walbran	Parc provincial Carmanah Valley; lac Cheewhat; chutes Tsusiat				3	3			3						
Ouest de l'île de Vancouver	Bamfield	22 South Bamfield Road, Bamfield; BMSC; étang au bord de la route près de Bamfield; baie Pachena; rivière Pachena		1		4	5	1	O				2		2	2
	Île Tzartus	Ruisseau Holford			1		1	1	N							
	Île Effingham	Île Effingham entre l'extrémité ouest du lac et l'océan			1		1	1	N							
	Île Gilbert	Île Gilbert			1		1	1	N							
	Toquaht	Lac Maggie		1			1	1	N				1			
	Ucluelet-Tofino	Route 4 hors de la réserve de parc national Pacific Rim (RPNPR) – 3 sites; Kennedy Flats – 4 sites; secteur de la plage Long de la RPNPR – 14 sites; Ucluelet – 2 sites; Tofino – 2 sites	1		17	14	32	18	O	5	2		3	7		
	Bassin versant de la baie Clayoquot	Ruisseau CMT; étang 6/CLCK6; ruisseau Spider; un autre site				4	4						4			
	Inlet Tofino et son bassin versant	Rive nord-est de l'anse Kennedy; ruisseau Indecision; ruisseau de Phil; ruisseau PLVE Love; ruisseau Tofino; ruisseau Virgin Falls			1	6	7	1	O				6			
	Bassin versant de l'inlet Tranquil	Ruisseau Botticelli; lac Newt; ruisseau O'				3	3						3			
	Île Stubbs	Île Stubbs			1		1	1	N						1	
	Île Cleland	Île Cleland			1	1	1		O	1						
	Inlet Shelter	Estuaire de la Watta				1	1			1					2	
	Inlet Sydney	Estuaire de la Sydney; rive de l'inlet à la cabane CBT				2	2			2					1	

			Période							Sites 1981-2013 Protection et menaces						
Région	Secteur	Sites	Avant 1921	1921-1950	1951-1980	1981-2013	Total pour toutes les années	N^bre de sites d'avant 1981 NON rééchantillonnés depuis 30 ans	N^bre de sites d'avant 1981 rééchantillonnés (à proximité) depuis 30 ans	Dans une aire protégée	Développement résidentiel	Changement climatique	Exploitation forestière	Routes / corridors de service	Tsunami	On ne sait pas
	Gold River	Gold River; 2 km au nord-ouest sur la route Woss; embouchure de la rivière Gold; lac Scout				4	4								2	4
	Île Nootka	Île Nootka; Ile Nuuchatlitz		1		2	3	1	O							2
	Île Grassy	Île Grassy			1	1	1		O						1	
	Île Thornton	Île Thornton				1	1								1	
	Île Walters	Île Walters			1		1	1	N							
	Île Spring	Île Spring				1	1									1
	Île Little Bunsby	Île Little Bunsby			1		1	1	N							
	Kyuquot	Côté nord de la rivière Malksope				1	1						1			
	Péninsule Brooks	Péninsule Brooks				1	1									
Nord-ouest de l'île de Vancouver	Baie Quatsino	À l'ouest de l'île Mabbott; baie Quatsino		2	1		3	3	N							
	Coal Harbour	Coal Harbour				1	1									1
	Lac Trout	Ruisseau Homesite; lac Trout – 12 km au nord de Sechelt				2	2							2		
Sunshine Coast			2	28	50	132	209	77	16	22	16	25	55	13	10	28
TOTAL								99	50	17	12	19	42	10	8	21
% du total pour toutes les années																

Il existe peu de données permettant d'évaluer les changements dans la répartition de la salamandre errante en Colombie-Britannique, car aucun relevé répété n'a été réalisé à cette fin, et moins de 1 % des sites d'occurrence historique ont été revisités. Toutefois, on a fait des observations et recueilli des spécimens de façon inopinée près (dans un rayon d'environ 10 km) d'environ 50 % des sites historiques depuis 30 ans (tableau 1), et la plupart des nouveaux sites sont intercalés entre les sites de l'autre 50 %. On peut donc raisonnablement conclure que l'espèce a maintenu l'étendue de sa répartition historique (figure 3).

Bien que les observations inopinées sont largement répandues, la salamandre errante n'a été trouvée qu'à 37 % des sites d'inventaire des salamandres terrestres depuis 30 ans (N=183) (tableau 2). Cette répartition éparse peut s'expliquer par la difficulté de détecter l'espèce à l'aide de méthodes de relevé standard ou par des exigences particulières aux sites ou un autre facteur inconnu. À quelques exceptions près, on a trouvé très peu de salamandres errantes par unité d'effort dans ces relevés (Davis, 1991 et 1996). On en trouvait davantage lorsqu'on ouvrait des troncs décomposés en les cassant et qu'on les fouillait minutieusement (Dupuis, 1993; Davis, 1996), mais on n'a utilisé ce type d'échantillonnage destructif qu'à 44 % des sites de relevé (Table 2).

Tableau 2. Activités de recherche quantitative et abondance relative des salamandres errantes (*Aneides vagrans*) à divers sites dans l'aire de répartition canadienne de l'espèce. Seuls les relevés visant les salamandres terrestres dans des habitats potentiels de l'espèce sont présentés.

Projet ou source	Site	Saison et année	Méthode	Description de l'effort de recherche	Effort total	Captures totales	Captures moyennes par unité d'effort	Étendue	N^{bre} de sites où l'espèce a été trouvée
Stelmock et Harestad, 1979	Woss, 4 sites – forêt ancienne, forêt mature, coupe à blanc et coupe partielle	Été 1976	Recherche sous des abris (zone limitée). Destructive	4 sites x 5 parcelles x 10 m x 10 m	0,2 ha	21	105/ha	De 80 à 160/ha	4 sites sur 4 (100 %)
	Woss, 2 sites – forêt ancienne et forêt immature	Été 1976	Recherche sous des abris (durée limitée).	2 sites x 1 personne x 3 h	6 heures-personnes (h-pers.)	15	2,5/h-pers.	De 2,3 à 2,7/ h-pers.	2 sites sur 2 (100 %)
Schieck, comm. pers., 2012	Nimpkish, 10 sites – peuplements de forêt ancienne de tailles diverses	Printemps et automne 1991	Recherche sous des abris naturels	10 sites x 17 dates x 100 abris naturels	17 000 abris soulevés	131	0,008/abri soulevé	De 0 à 0,019/abri soulevé	8 sites sur 10 (80 %)
AXYS, 2002	Woss, 41 sites dans la TFL* 37	Été 2001	Recherche sous des abris, en zone limitée. Destructive	41 sites x 100 m x 6 m; 41 sites x 2 pers. x ~2,5 h	2,46 ha; 205 h-pers.	14	5,7/ha; ~ 0,068/h-pers.	De 0 à 66,7/ha; de 0 à 4/h-pers.	9 sites sur 41 (22 %)
Beauchesne et Cooper, 2006	Woss, 14 sites dans la TFL* 37	Printemps 2004-2005	Recherche sous des abris artificiels (panneaux de 0,9 m x 0,3 m, en 2 couches)	3 dates x 221 abris artificiels (n^{bre} variable par site)	663 abris soulevés	14	0,021/abri soulevé	0-0,044/abri soulevé	6 sites sur 14 (42 %)
Davis, 1991	Ruisseau Rosewall, 1 site	Toute l'année 1988-1989	Recherche sous des abris (durée limitée). Destructive	13 parcelles x 3 h	39 h-pers.	228	5,8/h-pers.	0-10/h-pers.	15 sites sur 25 (60 %)
	Ruisseau Rosewall, 1 site	Toute l'année 1989-1990	Recherche sous des abris naturels	20 dates x 202 abris naturels	4 040 abris soulevés	439	0,11/abri soulevé	**	
Davis, 1996	Bassin versant du Grand Victoria, 4 sites; ruisseau Rosewall, 3 sites; parc Goldstream, lac Cowichan	Printemps et été 1993	Recherche sous des abris artificiels (panneaux de 1,8 m x 0,3 m, en 2 couches)	8 dates x 228 abris artificiels (n^{bre} variable par site)	1 536 abris soulevés	32	0,021/abri soulevé	De 0 à 0,146/abri soulevé	
	Bassin versant du Grand Victoria, 4 sites; parc Goldstream, lac Cowichan	Printemps 1992-1993	Recherche en zone limitée	Parcelles de 10 m de diam.; parcelles de 12 m x 12 m	1,45 ha	10	6,9/ha	De 0 à 14,2/ha	
	20 sites entre le ruisseau Rosewall et le lac Sooke, tous à moins de	Printemps 1993	Recherche à durée limitée par 2 pers. sur une parcelle	3 parcelles x 2 h-pers. x 12 sites; 1 x 2 h-pers. x	88 h-pers.; env. 11 ha	57	0,65/h-pers.; ~ 5,2/ha	De 0 à 2,2/h-pers.; de 0 à 20/ha	

Projet ou source	Site	Saison et année	Méthode	Description de l'effort de recherche	Effort total	Captures totales	Captures moyennes par unité d'effort	Étendue	N^bre de sites où l'espèce a été trouvée
	20 min de la route 19.		d'env. 2 500 m²	8 sites					
Ovaska, comm. pers., 2013 (en même temps que des relevés de la couleuvre à queue fine par Engelstoft et Ovaska pour le Ministry of Environment, Lands, and Parks de la C.-B., bureau de Nanaimo)	Rocky Point, Metchosin (2 parcelles de surveillance du RESE dans des écosystèmes à chêne de Garry et à douglas vert/sapin grandissime)	Parcelles établies à l'automne 1996, puis inspectées en 1997 et en 1998	Recherche sous des abris artificiels (panneaux de 1,8 m x 0,3 m, en 2 couches)	24 abris artif./site x 2 sites; 4 parcelles de 6 abris artif. à chaque site	48 abris artif. inspectés une fois par année = 96 abris soulevés	2 (dans une parcelle à chêne de Gary seulement)	0,021/abri soulevé	**	50%
Ovaska, comm. pers., 2012	Parc provincial Goldstream, 1 site	Printemps 2000-2012, chaque année	Recherche sous des abris artificiels (panneaux de 1,8 m x 0,3 m, en 2 couches)	37 dates x 12 abris artif. et 38 dates x 15 abris artif.	954 abris soulevés	3	0,003/abri soulevé	De 0 à 0,037/abri soulevé	1 site sur 1 (100 %)
Dupuis, 1993; Dupuis *et al.*, 1995	Vallée de l'Alberni et environs, forêts à douglas vert et à pruche de l'Ouest, 11 sites	Printemps 1991-1992	Recherche sous des abris, en zone limitée.	290 x 3 m x 3 m plus 1305 x 1 m x 2 m; env. 5 h par parcelle de 90 m²	0,522 ha; ~290 h-pers.	2	3,8/ha; 0,007/h-pers.	De 0 à 12,4/ha; de 0 à 0,022/h-pers.	4 sites sur 11 (36 %)
	Vallée de l'Alberni et environs, forêt à douglas vert et pruche de l'Ouest, 6 des 11 sites susmentionnés	Printemps 1991-1992	Recherche sous des troncs au sol	900 troncs, max. de 20 min par tronc	900 troncs, en. 300 h-pers.	7	0,008/tronc; env. 0,023/h-pers.	**	
Beasley *et al.*, 2000	Baie Clayoquot, 25 sites dans 4 bassins versants, tous dans des zones riveraines	Automne 1998	Observation visuelle (zone et durée limitées)	368 transects x 30 m x 2 m; 368 h-pers.	2,208 ha	40	17,2/ha; 0,10/h-pers.	De 0 à 93,8/ha; de 0 à 0,56/h-pers.	11 sites sur 25 (44 %)
Peacock, 2008	Baie Clayoquot, 5 sites en bordure de plages dans les inlets Sydney, Watta et Moyeha	Été 2008	Recherche sous des abris, en zone limitée. Destructive	5 sites x 1,5 h-pers. par site	7,5 h-pers.	2	0,27/h-pers.	De 0 à 0,67/h-pers.	2 sites sur 5 (40 %)
Beasley, données inédites	Ucluelet-Tofino, 1 site au bord de la route 4	Printemps et automne 2005-2010	Pièges-fosses	155 dates x ~23 pièges dans 3 x 90 m x 2 côtés de la route	21 357 nuits-pièges; ~41,9 km	10	0.468/1000 nuits-pièges; 0,24/km	**	3 sites sur 5 (60 %)
	Ucluelet-Tofino, 1 site dans la forêt au bord de la route 4	Printemps et Automne 2010-2012	Pièges-fosses	76 dates x n^bre variable de pièges/date	1 825 nuits-pièges;	8	4,38/1000 nuits-pièges	**	
	Ucluelet-Tofino, 1 site – route 4	Printemps et automne 2006-2012	Relevé de bord de route	200 dates x ~ 0,5 à 1,44 km de route	284 km	2	0,074/km	**	
Materi et Forrest, 2007; Materi, 2008	Qualicum – Rupert Road	Automne 2006 et 2008, printemps 2007	Relevé de bord de route	24 dates x 2,2 km de route	52,8 km	0	0/km	**	
Wind, 2012	Nanaimo Lakes Road – 1 site	Surtout l'automne 2007-2011	Relevé de bord de route	34 dates x ~ 9 km de route	298,5 km	1	0,003/km	**	
	Lazo Road, Comox – 1 site	Printemps et automne 2011	Relevé de bord de route	14 dates x 1 km de route	14 km	3	0,214/km	**	
	Barnjum and Riverbottom Roads – 1 site	Printemps et automne 2011	Relevé de bord de route	23 dates x 1,3 km de route	29,9 km	0	0,000/km	**	
Ovaska et Sopuck, 2001	19 sites entre le ruisseau Black et la rivière Tsitika,	Printemps et automne 2000	Recherche sous des abris artificiels de	De 2 à 4 dates par site x 8 à 40 abris artif.	1 510 abris soulevés	0	0/abri soulevé	**	1 site sur 35 (2,9 %)

Projet ou source	Site	Saison et année	Méthode	Description de l'effort de recherche	Effort total	Captures totales	Captures moyennes par unité d'effort	Étendue	N[bre] de sites où l'espèce a été trouvée
	au nord de Sayward		tailles et matériaux variables; panneaux de 0,9 m x 0,3 m, en 2 couches, à 4 sites	par site					
	5 sites au lac Keating et Renfrew Road; 8 sites à Ripple Rock et à Tsitika; 5 sites près de Stillwater, Sunshine Coast	Printemps et automne 2001	Recherche sous des abris artificiels de tailles variables, dont env. 70 étaient des panneaux de 0,9 m x 0,3 m, en 2 couches	De 2 à 3 dates par site x 80 à 120 abris artif. par site	5 700 abris soulevés	1	0,00017/abri soulevé	De 0 à 0,0042/abri soulevé	
Ovaska *et al.*, 2003	2 sites à Metchosin (Rocky Point et campus universitaire de Royal Roads)	Printemps 2003, 2004	Abris artificiels : panneaux de 0,9 m x 0,3 m, en 2 couches	3 ou 4 dates en mai et en juin; 45 abris artif./sites installés dans 3 parcelles par site	Env. 360 abris soulevés	0	0/abri soulevé		0 site sur 2 (0 %)
Govindarajulu, données inédites	Haliburton Farm, Saanich, petit peuplement de douglas verts matures	Printemps et automne 2008-2012	Recherche sous des abris artificiels (panneaux de 0,9 m x 0,3 m, en 2 couches)	11 dates x 17 panneaux	187 abris soulevés	6	0,032/abri soulevé	**	1 site sur 1 (100 %)
TOTAL						1 067			68 sites sur 183 (37 %)

* TFL = Tree Farm Licence (concession de ferme forestière); ** Non mentionnée.

Zone d'occurrence et zone d'occupation

La zone d'occurrence de la salamandre errante au Canada couvre une superficie estimée à 35 200 km^2 selon la méthode du plus petit polygone convexe contenant tous les sites d'occurrence relevés depuis trois générations (de 1981 à 2013). Lorsqu'on inclut toutes les observations historiques, cette superficie atteint 37 800 km^2. Ces estimations sont fondées sur des données de musées, des données de recherche publiées et inédites, ainsi que des observations fortuites.

L'indice de la zone d'occupation (IZO) a été calculé en superposant un quadrillage à carrés de 2 km de côté sur une carte des occurrences. L'IZO est ainsi estimé à 460 km^2 si l'on ne considère que les occurrences de 1981 à 2013 et à 872 km^2 lorsqu'on inclut toutes les occurrences historiques. Les deux valeurs sont probablement très sous-estimées, car les activités de recherche sont incomplètes, et la détectabilité est faible. Toutefois, l'espèce est irrégulièrement répartie dans les forêts d'altitude faible à moyenne qui lui sont propices, ce qui signifie qu'on ne peut estimer l'IZO seulement en fonction de la cartographie du milieu.

Activités de recherche

Les activités de recherche historiques ne visaient pas spécifiquement la salamandre errante. Beatty (1979), Kezer et Sessions (1979) et Jackman (1998) se sont fiés aux données géographiques sur les spécimens de musées pour décider où recueillir des individus à des fins de recherche morphométrique et génétique. Aucune donnée géographique n'est disponible sur les sites que ces chercheurs ont visités sans trouver l'espèce. Stelmock et Harestad (1979) ont été les premiers à réaliser une étude visant à recueillir des données sur l'abondance de l'espèce dans des peuplements forestiers d'âges différents. Ils ont échantillonné des peuplements situés près de Woss, sur l'île de Vancouver, au milieu des années 1970. Des échantillonnages effectués depuis par AXYS Environmental Consulting (2002) et Beauchesne et Cooper (2006) ont confirmé la persistance de la salamandre errante dans les environs de Woss, mais pas exactement aux sites échantillonnés par Stelmock et Harestad. Davis (1991 et 1996) a cherché l'espèce dans de nombreux sites de la partie sud-est de son aire de répartition sur l'île de Vancouver et ne l'a pas trouvée dans certains sites (tableau 2). Les 20 sites échantillonnés par Davis sont accessibles par route en une seule journée à partir de Victoria de sorte qu'ils ont pu être échantillonnés dans des conditions comparables et dans un temps limité. D'autres relevés ont été réalisés par Dupuis (1993) près de Port Alberni et par Beasley *et al.* (2000) dans le secteur de la baie Clayoquot, mais ces relevés visaient généralement tous les amphibiens. Winchester (comm. pers., 2012) n'a pas trouvé de salamandre dans des sols suspendus et des tapis de mousse sur 1 500 grands conifères de l'île de Vancouver, mais son échantillonnage visait des invertébrés. Dans une étude sur la structure du couvert forestier, Murray (comm. pers., 2014) a trouvé une salamandre errante dans le houppier d'une vieille épinette de Sitka (*Picea sitchensis*).

HABITAT

Besoins en matière d'habitat

La salamandre errante vit en milieu terrestre tout au long du cycle vital, car elle n'a pas de stade larvaire aquatique. De l'œuf à l'adulte, l'espèce a besoin de microhabitats humides, et on la trouve presque toujours (plus de 95 % des observations) à l'intérieur de cavités ou de fissures dans du bois en décomposition ou sous l'écorce lâche de troncs au sol ou de souches. Elle préfère du bois aux premiers stades de décomposition (catégorie de décomposition 3 : écorce lâche et duramen intact; Welsh et Lind, 1991; Davis, 2002). Lorsqu'on l'échantillonne au moyen d'abris artificiels, on la trouve presque toujours (98 % des observations, N=62) sous l'écorce ou entre les panneaux de bois et rarement en contact avec le sol (Davis, 1996). La femelle pond ses œufs dans du bois au sol ou dans une cavité sous l'écorce (rarement dans des crevasses rocheuses ou parmi les tiges et les feuilles de la végétation au sol). Des six masses d'œufs décrites sur l'île de Vancouver, cinq se trouvaient dans des troncs

de douglas vert (*Pseudotsuga menziesii*) de 0,7 à 1,5 m de diamètre (Davis, 2003), et un dans un tronc de thuya géant (*Thuja plicata*) (Dupuis, 1993).

Dans le nord de la Californie, l'espèce vit non seulement sur le sol forestier, mais aussi dans les houppiers de grands séquoias (*Sequoia sempervirens*), où on l'a trouvée à des hauteurs allant jusqu'à 85 m du sol (Spickler *et al.*, 2006). L'abattage d'un séquoia a délogé une masse d'œufs de salamandre errante d'un tapis de fougères de cuir (*Polypodium scouleri*) qui se trouvait à une hauteur de 30 – 40 m dans l'arbre (Welsh et Wilson, 1995). Les salamandres occupent des galeries et d'autres cavités dans l'enchevêtrement des rhizomes de tapis de fougères arboricoles ainsi que dans des cavités humides formées par du bois en décomposition sur le tronc. La capacité de stockage d'eau de ces grands tapis de fougères influe sur le taux d'humidité dans le couvert forestier et est un déterminant significatif de l'abondance des salamandres dans les arbres (Spickler *et al.*, 2006). On a également trouvé l'espèce sur des épinettes de Sitka et des douglas verts en Californie (Welsh, comm. pers., 2013), ainsi qu'à une hauteur de 57 m dans le houppier d'une grande épinette de Sitka de l'île de Vancouver (Murphy, comm. pers., 2014).

En Colombie-Britannique, la plupart des occurrences se trouvent dans des forêts côtières de basse altitude (< 600 m) dominées par la pruche de l'Ouest et le douglas vert. Stemlock et Harestad (1979) ont trouvé des densités semblables dans des peuplements de 8 ans et de 28 ans ainsi que dans des peuplements anciens, tandis que Beauchesne et Cooper (2006) ont observé des salamandres errantes moins souvent dans de jeunes forêts (parterres de coupe à blanc de moins de 25 ans et parterres de coupe partielle de 5 ans) que dans des peuplements plus vieux. Les études menées en Californie donnent aussi des résultats variables pour ce qui est de l'abondance en fonction de l'âge de la forêt. Bury (1983) a trouvé plus de salamandres errantes dans de jeunes peuplements (< 15 ans) que dans des peuplements non coupés, mais seulement parce qu'un peuplement de 10 ans présentait une densité exceptionnellement élevée. Welsh et Lind (1991) et Welsh *et al.* (2007) ont observé plus de salamandres errantes dans des peuplements de plus de 200 ans que dans des peuplements matures de 100 à 199 ans à l'intérieur des terres, mais aucune différence selon l'âge dans des peuplements côtiers. Selon ces auteurs, la coupe forestière assècherait moins les forêts côtières que les forêts de l'intérieur. L'abondance était la plus élevée dans les peuplements mésiques. Ashton *et al.* (2006) ont trouvé 20 salamandres errantes le long de cours d'eau dans de vieux peuplements de séquoias, contre seulement quatre dans des peuplements de séquoias de 37 à 60 ans.

On croit que la salamandre errante tolère une certaine perturbation de son habitat parce qu'on l'a trouvée dans des bordures de forêts, des clairières, des zones brûlées et des corridors de transport (Ryder et Campbell, 2004). Il y a également plusieurs mentions de l'espèce dans des cours, des jardins et des galeries de résidences, mais dans la plupart de ces cas, on ignore si elles représentent des populations viables ou s'il s'agit simplement d'individus isolés arrivés fortuitement avec du bois de chauffage. Les individus trouvés dans des milieux perturbés étaient pour la plupart sur, dans ou sous des débris ligneux au sol (Bury et Martin, 1973; Bury, 1983), dans de la blocaille

ou d'autres types d'abris. Il y a plusieurs autres mentions d'individus dans des objets de fabrication humaine qui restent humides, par exemple un individu dans une gouttière (Rogers, comm. pers., 2012) et un autre dans un tuyau de descente (Engelstoft, comm. pers., 2012), tous les deux dans la ville de Victoria.

Sur la côte ouest de l'île de Vancouver, on a trouvé des individus sous des débris ligneux échoués et dans des troncs pourris au sol sur le littoral (Peacock, 2008; McNeil, comm. pers., 2012; Winchester, comm. pers., 2012; Wind, comm. pers., 2012), ainsi que sur des îles sans arbres où nichent des oiseaux marins, soit l'île Cleland, dans la baie Clayoquot (Campbell et Stirling, 1968; Jaremovic, 1978), et l'île Grassy dans la baie Kyuquot (Lemon, comm. pers., 2013). Les îles où nichent des oiseaux marins constituent des habitats inhabituels pour les amphibiens, mais ils contiennent des microhabitats humides comme des terriers d'oiseaux, du bois de grève et d'autres épaves échouées sur le rivage. La persistance de la population observée sur l'île Cleland pour la première fois dans les années 1960 (Campbell et Stirling, 1968) a été confirmée lorsqu'on y a trouvé trois salamandres errantes sous un grand flotteur de styromousse en 2010 (Clarkson, comm. pers., 2012).

La salamandre errante est une composante de plusieurs types d'écosystèmes différents considérés comme étant en péril en Colombie-Britannique : écosystèmes de dunes (S1), forêts d'épinettes de Sitka de plaine inondable (S1), écosystèmes à douglas vert et à arbousier (S2) et écosystèmes à chêne de Garry (S1) (Conservation Data Centre de la Colombie-Britannique, 2012).

Tendances en matière d'habitat

Les forêts qui pourraient convenir à la salamandre errante sur l'île de Vancouver (à moins de 600 m d'altitude) couvrent une superficie de 2,02 millions d'ha (Hectares BC, 2012). Les vieilles forêts (d'au moins 140 ans) couvrent 40 % de cette superficie, tout comme les peuplements de 20 à 140 ans, et les forêts de moins de 20 ans couvrent les 20 % restants (Hectares BC, 2012).

Long *et al.* (2011) ont modélisé le taux de changement dans la superficie des forêts côtières d'au moins 140 ans et d'au moins 28,5 m de hauteur situées de 0 à 50 km de la côte et à une altitude d'au plus 900 m. Le taux de changement dans la superficie satisfaisant à ces critères sur l'île de Vancouver (933 399 ha) s'est chiffré à -26 % (perte de 27,8 % et recrutement de 0,97 %) sur la période de 30 ans allant de 1978 à 2008. Bien que ce modèle visait à déterminer le changement dans la superficie de l'habitat de nidification du guillemot marbré (*Brachyramphus marmoratus*), une bonne partie de la superficie se trouvant à moins de 600 m d'altitude convient à la salamandre errante. En combinant la superficie des forêts de moins de 20 ans calculée par Hectares BC et le taux de changement calculé par Long *et al.* (2011), on estime que la superficie des milieux propices à la salamandre errante a diminué de 20 à 26 % depuis trois générations (de 24 à 33 ans). La salamandre errante peut persister dans des parterres de coupe, particulièrement dans des zones humides, s'il y reste de gros débris ligneux au sol, mais la quantité de débris (particulièrement ceux de grande taille)

diminue considérablement après la coupe, soit immédiatement, soit durant la révolution suivante (Spies *et al.*, 1988; Bunnell et Houde, 2010; Ministry of Forests, Lands and Natural Resource Operations, 2011). On peut donc raisonnablement présumer que les effectifs des populations de salamandres errantes ont diminué avec la conversion de forêts anciennes en forêts de moins de 20 ans (Davis, 1996; Ashton *et al.*, 2006; Welsh *et al.*, 2007). Aucune étude n'a été réalisée pour déterminer si la salamandre errante recolonise les parterres de coupe par dispersion à partir des peuplements forestiers non coupés voisins. La faible capacité de dispersion de l'espèce indique qu'il s'agirait d'un processus lent (voir **BIOLOGIE**).

On peut prévoir les changements dans la superficie de l'habitat potentiel à partir de données d'analyses de l'approvisionnement en bois. Selon les analyses pour certaines concessions forestières de l'île de Vancouver (Timberline Natural Resource Group, 2008; Western Forest Products, 2010), les taux de récolte durable correspondent à environ 1,2 % du territoire forestier exploitable par année. Si seulement la moitié de la superficie forestière de l'île de Vancouver était incluse dans le territoire forestier exploitable et coupée à ce taux, il y aurait une dégradation supplémentaire de 6 % de la superficie de l'habitat potentiel de la salamandre errante durant les dix prochaines années et de 18 % durant les 30 prochaines années.

On s'attend à plus de dégradation de l'habitat à long terme à mesure que la quantité de bois au sol diminue dans les parterres de coupe. Des données de terrain et des prévisions numériques indiquent que l'exploitation forestière sur plusieurs révolutions réduit progressivement le volume des débris ligneux au sol, leur taille ainsi que le nombre de ceux qui sont dans un état de décomposition avancée (Bunnell et Houde, 2010). Bien qu'il y ait un certain délai entre la modification de l'habitat et le déclin des espèces, on a mis en évidence la disparition locale de diverses espèces de champignons, de lichens, de bryophytes et d'invertébrés après plusieurs révolutions en Suède (Berg *et al.*, 1994).

BIOLOGIE

Cycle vital et reproduction

La parade nuptiale et l'accouplement ont lieu au printemps, et la femelle pond de 3 à 28 œufs (moyenne = 12) à la fin du printemps ou au début de l'été. La femelle se reproduit aux deux ans ou moins souvent. Un des parents, habituellement la femelle, reste avec les œufs jusqu'à ce qu'ils éclosent et ne cherche alors pas de nourriture. La femelle défend ses œufs et mange les œufs morts ou infectés par un champignon, ce qui prévient la propagation d'infections. L'embryon a de longues branchies ramifiées qui sont pressées contre la membrane de l'œuf et respire à travers la capsule de l'œuf. Les branchies sont ensuite résorbées, puis l'œuf éclot, donnant naissance à une forme adulte miniature (d'une longueur de 16,2 mm du museau au cloaque et de 23,8 mm au total) au bout d'environ trois mois (Ovaska et Davis, 2005).

Au ruisseau Rosewall, sur l'île de Vancouver, les jeunes forment une classe de taille distincte durant leur première année. Davis (1991) a montré que le taux de croissance (en longueur du museau au cloaque) était le plus élevé durant la première année (11,4 mm/an), puis modéré jusqu'à la maturité (6,2 mm/an) et ensuite faible une fois la taille adulte atteinte (1,8 mm/an). Stelmock et Harestad (1979) ont trouvé des follicules matures chez des femelles mesurant plus de 50 mm du museau au cloaque, ce qui correspond à un âge de 3 à 4 ans, selon les distributions de la taille corporelle de deux populations intensément échantillonnées (Stelmock et Harestad, 1979; Davis, 1991). On ignore l'âge moyen des parents, qui correspond à la durée d'une génération, mais on présume qu'il varie entre 8 et 11 ans d'après l'âge moyen des parents dans une population d'*Aneides lugubris* de la Californie (Lee *et al.*, 2012). Une salamandre errante peut vivre jusqu'à 20 ans, longévité semblable à celle de nombreuses autres espèces de salamandres pléthodontidés (Tilley, 1977; Duellman et Trueb, 1988).

Le rapport des sexes chez les adultes était de 0,7 femelle pour chaque mâle au ruisseau Rosewall (Davis, 1991), mais ce rapport traduisait peut-être un biais d'échantillonnage. Stelmock et Harestad (1979) ont trouvé un rapport de 1,02 femelle pour chaque mâle dans un échantillon de 99 individus qui ont été disséqués, mais cet échantillon comprenait des individus immatures.

La salamandre errante est active en surface durant les saisons pluvieuses du printemps et de l'automne, ainsi que durant les périodes de temps doux l'hiver. Durant l'été, son activité dépend des taux d'humidité sous le couvert forestier et de la présence de microhabitats humides. Davis (1991) a trouvé tout au long de l'été des individus dans les troncs au sol qui restaient humides. Le temps sec assèche le sol forestier, ce qui influe directement sur les taux de croissance et de reproduction des pléthodontidés en limitant leurs activités de recherche de nourriture à la surface (Welsh et Droege, 2001).

Les populations de l'île de Vancouver et de la Californie présentent des différences dans leur cycle vital et leur comportement. En Californie, la salamandre errante est active en surface l'hiver et le printemps et entre en dormance l'été lorsque le temps est plus sec (Jackman, 1998). Sur l'île de Vancouver, elle est inactive durant la saison froide et est la plus active à la fin du printemps et au début de l'été (Davis, 1991). Les individus de l'île de Vancouver n'ont pas le comportement agressif de ceux de la Californie, où le tiers des adultes présentaient des blessures ou cicatrices à la tête, présumément dues aux morsures de congénères, dans l'étude de Staub (1993). Jackman (comm. pers., 2012) attribue ces différences à la plasticité phénotypique largement attribuable à la plus faible compétition, tant intraspécifique qu'interspécifique, que subit la salamandre errante au Canada. Les conditions climatiques qui favorisent une saison d'activité s'étendant sur une plus grande partie de l'année en Colombie-Britannique peuvent en effet réduire la concurrence pour l'obtention de ressources (Davis, 1991).

Déplacements et dispersion

La salamandre errante est très fidèle à son territoire; elle se déplace et se disperse peu. En Colombie-Britannique, les salamandres pléthodontidés ont tendance à être plus actives et à se déplacer plus loin par temps doux et pluvieux au printemps et à l'automne. On en trouve à l'occasion des salamandres errantes sur des routes (Beasley, données inédites de 2005 à 2012; Wind, 2012), mais on ignore si ces occurrences représentent des déplacements de dispersion.

Le domaine vital d'un individu est très petit. Au ruisseau Rosewall, la distance moyenne entre la première capture et la recapture d'un individu marqué était de 2,8 m (N=176), dont 75 % à moins de 2 m et 94 % à moins de 10 m, et la distance maximale était de 38 m (Davis, 1991). Spickler *et al.* (2006) ont recapturé 13 individus marqués dans le couvert d'une forêt de séquoias, tous sauf un aux mêmes endroits où ils avaient été capturés la première fois. L'exception était un juvénile recapturé une semaine plus tard 7,5 m plus haut dans le même arbre.

Relations intraspécifiques

On trouve souvent la salamandre errante en groupes de plusieurs individus sous un même abri (Davis, 1991; Garner et Gregory, 2006), et rien n'indique qu'elle soit territoriale. L'espèce est bien moins agressive que d'autres pléthodontidés qui ont été étudiés (Davis, 1991). Ovaska et Davis (1992) ont montré, par des expériences en laboratoire, que la salamandre errante n'utilise pas de signaux chimiques dans ses boulettes fécales pour délimiter son territoire, comme le fait la salamandre à dos rayé (*Plethodon vehiculum*).

Relations interspécifiques

Les fourmis (Hyménoptères : Formicidés) constituaient la principale source de nourriture des salamandres errantes échantillonnées dans le comté de Humboldt, en Californie (Bury et Martin, 1973), et à Woss, en Colombie-Britannique (Stemlock et Harestad, 1979). Dans l'étude de Bury et Martin (1973) en Californie, un individu avait ingéré 156 fourmis et un autre 125 fourmis. Des collemboles et des coléoptères étaient également ingérés en quantités moindres.

On a peu documenté les prédateurs de la salamandre errante, mais ils comprennent sans doute des mammifères, des oiseaux et des couleuvres ou des serpents (Davis et Gregory, 1993). La salamandre errante a divers moyens pour se protéger de la prédation : sécrétions collantes de la peau, comportement de fuite, morsure et, à l'occasion, vocalisations (Davis, 1991).

Bury et Martin (1973) ont conclu qu'il y avait peu de concurrence interspécifique entre les adultes de quatre espèces de salamandres sympatriques (*A. lugubris*, *A. vagrans*, *Ensatina eschscholtzi* et *Batrachoseps attenuatus*) dans le nord de la Californie en raison de leurs régimes alimentaires spécialisés. Davis (1996) a constaté

que la salamandre errante et la salamandre à dos rayé se toléraient et qu'elles se trouvaient parfois ensemble sous un même abri dans des expériences en laboratoire. Il a également trouvé des différences significatives entre les microhabitats fréquentés par les deux espèces dans des abris artificiels formés par deux panneaux de bois : les salamandres errantes occupaient l'espace entre les deux panneaux 98 % du temps, tandis les salamandres à dos rayé se trouvaient entre le sol et le panneau inférieur 85 % du temps, peu importe que les deux espèces soient présentes en même temps ou pas. Dans une autre expérience en laboratoire, Garner et Gregory (2006) ont observé que les salamandres errantes évitaient les abris où se trouvait le triton rugueux (*Taricha granulosa*), mais pas ceux où se trouvaient des salamandres à dos rayé ou d'autres salamandres errantes.

TAILLE ET TENDANCES DES POPULATIONS

Activités et méthodes d'échantillonnage

Au total, 18 études différentes (projets de recherche, d'inventaire ou de surveillance) ont quantifié l'abondance relative des salamandres errantes dans des sites forestiers et le long de routes un peu partout sur l'île de Vancouver (tableau 2). Les sites variaient selon leur degré d'urbanisation ou d'isolement. Les sites du côté est de l'île se trouvaient dans des paysages fragmentés et étaient accessibles par route, tandis que la plupart de ceux situés du côté ouest se trouvaient dans des bassins versants non exploités par l'industrie forestière qui n'étaient accessibles que par hélicoptère ou bateau.

Diverses méthodes ont été utilisées dans ces projets (tableau 2). Dans certains projets, des abris naturels, comme de l'écorce lâche sur des troncs au sol, ou des abris artificiels ont été inspectés à plusieurs reprises durant une certaine période. Les abris artificiels consistaient souvent en des panneaux de bois superposés (0,3 m de large sur 0,9 ou 1,8 m de long) conçus pour attirer un certain nombre d'espèces de salamandres, y compris la salamandre errante (Davis, 1991). Ovaska et Sopuck (2001) ont utilisé de petits abris de carton ou de masonite en plus des panneaux de bois. Dans d'autres projets, on inspectait les abris naturels (troncs au sol et morceaux d'écorce) en parcourant des trajets ou des transects. Lorsqu'on inspectait des abris, on estimait l'abondance des salamandres errantes comme le nombre d'individus par abri soulevé ou inspecté. Les recherches en zone limitée consistaient à chercher l'espèce dans des transects en bande, des quadrats ou des parcelles de tailles variables et permettaient d'en estimer la densité (nombre d'individus par hectare). Bon nombre de projets ont consisté à effectuer des recherches de durée limitée, qui permettent de calculer le nombre d'individus trouvés par heure-personne de recherche dans les microhabitats préférés de la salamandre errante. Dans bien des projets de recherche en zone limitée ou de durée limitée, on relevait à la fois le temps de recherche et la superficie de recherche. Les autres techniques utilisées étaient des relevés visuels de bord de route et la capture dans des pièges-fosses.

Les recherches de durée limitée ont varié selon les microhabitats visés, la présence des microhabitats propices à la salamandre errante, l'utilisation ou non d'outils (p. ex. des pioches pour casser et ouvrir les troncs et enlever l'écorce), ainsi que selon la vitesse et l'intensité avec lesquelles chaque personne effectuait la recherche. Par exemple, Davis (1996) a trouvé de 4 à 6 fois plus de salamandres errantes dans ses parcelles lorsqu'il visait seulement les troncs au sol et leur écorce que lorsqu'il fouillait toute la surface du sol, y compris la végétation (p. ex. la base des fougères et des autres plantes basses). Dans la plupart des études, la recherche ne se limitait pas aux troncs en décomposition et à leur écorce, et, dans certains cas, les troncs ne pouvaient pas être complètement fouillés, parce que l'échantillonnage destructif était interdit (dans des aires protégées) ou aurait nui au rééchantillonnage. Ainsi, on peut affirmer que la plupart de ces études ont sous-estimé le nombre de salamandres errantes. Comme ces sous-estimations variaient selon l'intensité de la fouille des troncs et de leur écorce, il est difficile d'appliquer un facteur de correction.

Abondance

La seule mesure de l'abondance absolue des salamandres errantes à un endroit en Colombie-Britannique a été faite au ruisseau Rosewall. Davis (1991) y a marqué 147 adultes et 312 juvéniles capturés sous des abris naturels le long d'un sentier sur un site d'environ 5 ha durant deux ans et demi de 1989 à 1990. Il a ainsi estimé une densité de 91,8 individus/ha. Durant la même période, il a également estimé l'abondance relative par des recherches de durée limitée près du site susmentionné (13 parcelles x 3 h de recherche). Il a capturé en moyenne 5,8 individus/h-pers.

Davis (1996) a comparé par diverses méthodes l'abondance relative au ruisseau Rosewall à celles de 25 autres sites du sud-est de l'île de Vancouver aux printemps et aux étés de 1992 et de 1993. Le site du ruisseau Rosewall a présenté la plus grande abondance, exception faite du site du ruisseau Cook à proximité. Les valeurs étaient variables, allant de 0 – 0,15/abri soulevé (N=9) à 0 – 14,2/ha (N=6 sites) et à 0 – 2,2/h-pers. (N=20 sites). Ces valeurs de densité et celles présentées dans les prochains paragraphes sont exprimées en nombre d'individus (adultes et juvéniles)/unité. Aucune salamandre errante n'a été trouvée dans dix (40 %) des sites.

Pour un certain nombre d'autres sites où Davis (1996) n'a pas recueilli de données quantitatives, il décrit quand même qualitativement l'abondance. Selon lui, l'espèce est commune, peut-être à des densités semblables à celles au ruisseau Rosewall, dans les sites suivants : parc provincial Miracle Beach, rivière Jordan, Tofino (en forêt et dans des parterres de coupe), parc provincial Carmanah Valley, île Thetis, île Denman et île Portland. Il n'existe par ailleurs aucune donnée d'abondance pour ces endroits, sauf à Tofino. En effet, Beasley *et al.* (2000) ont estimé l'abondance moyenne dans des sites de forêt ancienne dans le bassin versant de l'inlet Tofino à 36,5/ha et à 0,22/h-pers. (N=6 sites). Dans un de ces sites, l'abondance était de 93,8/ha, semblable à la valeur obtenue au ruisseau Rosewall. Dans les sites de parterre de coupe, l'abondance relative était faible, soit de 11,1/ha et de 0,07/h-pers. (N=5 sites), mais elle a atteint 55,6/ha dans un de ces sites. Beasley *et*

al. (2000) ont estimé l'abondance par des relevés visuels nocturnes et n'ont pas cherché dans des troncs et sous leur écorce. Par conséquent, l'abondance des salamandres errantes dans le bassin versant de l'inlet Tofino (et ceux de l'inlet Tranquil et de la baie Clayoquot) était sans doute plus élevée que les valeurs estimées.

Les abondances relatives estimées dans la plupart des autres parties de l'île de Vancouver étaient faibles. Dupuis *et al.* (1995) ont trouvé très peu de salamandres errantes par unité d'effort dans la vallée d'Alberni. Ils en ont trouvé plus quand ils ouvraient les troncs et en soulevaient l'écorce (moyennes de 0,008/tronc et de 0,02/h-pers., N=900 troncs) que lorsqu'ils cherchaient sur toute la surface du sol (moyennes de 3,8/ha et de 0,007/h-pers., N=11 sites). Dans la vallée de la Nimpkish, Jim et Annette Schieck (comm. pers., 2012) en ont trouvé en moyenne 0,008/écorce soulevée (maximum de 0,02/écorce soulevée dans un site). La firme AXYS Environmental Consulting (2002) a observé de faibles nombres moyens par unité d'effort de recherche sur des troncs (5,7/ha et 0,068/h-pers., N=41 sites) à Woss, bien qu'ici encore la répartition était très irrégulière puisqu'aucun individu n'a été trouvé dans 78 % des sites; la valeur la plus élevée était de 66,7/ha. Beauchesne et Cooper (2006), qui se sont servis d'abris artificiels, ont aussi observé de faibles nombres dans 14 sites près de Woss (moyenne de 0,021/abri soulevé, maximum de 0,044/abri soulevé, N=663 abris soulevés); ils n'ont pas trouvé l'espèce dans 58 % de leurs sites. Ovaska (comm. pers., 2012) n'a capturé que trois salamandres errantes dans des abris artificiels (0,003/abri soulevé), contre 5 317 salamandres à dos rayé (5,57/abri soulevé), sur une période de 12 ans dans le parc provincial Goldstream. Ovaska et Sopuck (2001) n'ont capturé qu'une seule salamandre errante dans la partie sud-est de l'île de Vancouver (N=5 sites) et n'en ont trouvé aucune dans 30 sites (N>2 000 abris soulevés) dans le nord-est de l'île de Vancouver et sur la Sunshine Coast au printemps et à l'automne 2000-2001. Dans le cadre du même projet, d'autres sites dans le nord de l'île de Vancouver et sur la Sunshine Coast ont été échantillonnés fréquemment et intensivement de 2002 à 2007 au moyen d'abris en carton (Ovaska, comm. pers., 2012) : d'autres salamandres ont été trouvées, mais pas de salamandre errante, peut-être en raison de l'inefficacité des abris en carton (par rapport aux panneaux de bois) pour cette espèce. Beasley *et al.* (2000) n'ont trouvé aucune salamandre errante dans le bassin versant du ruisseau Bulson qui se jette dans la baie Clayoquot.

Les données recueillies dans le cadre de relevés de mortalité sur les routes sont insuffisantes pour donner une bonne idée de l'abondance relative de l'espèce. Beasley (données inédites de 2005 à 2012) a capturé en moyenne dix fois plus de salamandres errantes dans des pièges-fosses dans la forêt qu'en bordure de la route près d'Ucluelet, et très peu avaient été tuées sur la route. On pourrait se demander si ce petit nombre était biaisé parce que les carcasses de salamandres errantes étaient trop petites pour être détectées, mais des chercheurs ont trouvé beaucoup plus de salamandres à dos rayé de taille semblable mortes sur des routes (Beasley, données inédites de 2005 à 2012; Wind, 2012). Peu de données ont été recueillies sur l'abondance relative de la salamandre errante sur des rivages marins, mais les estimations préliminaires de Peacock (2008) laissent croire qu'elle serait relativement abondante (jusqu'à 0,67/h-pers.) dans certains sites.

Il est difficile d'estimer la population totale de la salamandre errante au Canada pour plusieurs raisons. L'échantillonnage n'a pas été effectué à une échelle assez petite dans l'ensemble de l'aire de répartition de l'espèce, et les méthodes d'échantillonnage n'étaient pas uniformes dans bon nombre de régions. L'occurrence et l'abondance de l'espèce sont extrêmement variables, et il n'existe aucun modèle de ses relations avec son habitat permettant d'expliquer l'irrégularité observée de sa répartition. Toutefois, étant donné la vaste répartition de l'espèce dans son aire de répartition canadienne et son abondance dans certains sites, sa population totale est sans doute supérieure à 10 000 adultes.

Fluctuations et tendances

Les changements temporels dans l'abondance et la densité de la salamandre errante sont inconnus. L'abondance de l'espèce n'a été estimée à différents moments que dans deux secteurs, soit ceux de Woss et d'Ucluelet-Tofino (Stelmock et Harestad, 1979; AXYS Environmental Consulting, 2002; Beauchesne et Cooper, 2006).

Les captures par unité d'effort obtenues dans les relevés menés près de Woss en 1991, en 2001 et en 2004-2005 étaient beaucoup moins élevées que celles obtenues en 1976 par Stelmock et Harestad (1979) (tableau 2), mais l'échantillonnage n'a pas été effectué exactement aux mêmes endroits. Étant donné la variabilité de l'abondance de l'espèce, les différences observées à Woss ne traduisent peut-être que des différences spatiales. En septembre 1977, Sessions (comm. pers., 2012) a capturé 45 salamandres errantes en seulement deux jours dans plusieurs sites le long de la route 4 près d'Ucluelet-Tofino. Bien que l'effort d'échantillonnage n'a pas été précisément mesuré en 1977, il est évident que les relevés (pièges-fosses et recherches le long de la route) effectués de 2005 à 2012 à des distances de 10 à 20 km des sites de Sessions ont montré une abondance bien moindre (Beasley, données inédites de 2005 à 2012). Dans ce cas, comme les sites et les méthodes d'échantillonnage n'étaient pas les mêmes, il est impossible d'évaluer les changements dans le temps.

Immigration de source externe

L'aire de répartition discontinue de l'espèce empêche l'échange de gènes entre les populations du nord de la Californie et celles de la Colombie-Britannique. Il y a une infime possibilité que des salamandres errantes soient constamment transportées par le courant de Davidson de la Californie vers l'île de Vancouver sur des troncs flottants ou sur des grumes qui se détachent accidentellement de chargements de bois transportés sur le Pacifique. La possibilité d'introductions contemporaines n'a pas été étudiée.

MENACES ET FACTEURS LIMITATIFS

Facteurs limitatifs

De longues périodes de sécheresse, de froid ou d'enneigement pourraient limiter le succès de reproduction de l'espèce en réduisant la période où les individus sont actifs sur le sol forestier où ils cherchent de la nourriture et s'accouplent. Une brève saison d'activité restreint peut-être l'expansion vers le nord et en altitude de l'aire de répartition de l'espèce en Colombie-Britannique, ce qui s'ajoute aux contraintes qu'imposent sa faible capacité de dispersion et les plans d'eau marins qui séparent les populations sources. L'enlèvement des gros débris ligneux au sol et la rétention de grands arbres vivants en nombre insuffisant limitent la superficie d'habitat potentiel.

Menaces

Les menaces ont été évaluées au moyen du calculateur de menaces de l'UICN (Master *et al.*, 2009). Chaque menace a été classée selon la proportion de la population totale ou de l'aire de répartition au Canada qu'elle touche (« portée »), l'ampleur de la réduction de la population qu'elle cause ou causerait (« gravité ») et son degré d'imminence (« immédiateté »). L'évaluation de la portée s'appuie sur les données d'affectation des terres sur l'île de Vancouver d'après la cartographie thématique de base de Hectares BC (2012). L'« impact » de chaque menace a été calculé selon la combinaison des classements pour ces trois mesures. L'impact global des menaces pour l'espèce a été évalué comme étant « élevé » à « très élevé » d'après les trois menaces d'impact moyen, qui sont résumées au tableau 3 et décrites dans les paragraphes suivants selon l'ordre approximatif de leur importance perçue.

Tableau 3. Résumé des principales menaces qui pèsent sur la salamandre errante (*Aneides vagrans*), selon la méthode standard d'évaluation des menaces de l'UICN.
Évaluation faite durant une conférence téléphonique le 26 juin 2012; on peut en obtenir les résultats complets auprès du Secrétariat du COSEPAC.

Impact des menaces		Maximum de la plage d'intensité	Minimum de la plage d'intensité
A	Très élevé	0	0
B	Élevé	0	0
C	Moyen	3	2
D	Faible	4	5
Impact global des menaces calculé :		Élevé	Élevé

Menace		Impact (calculé)		Portée (10 prochaines années)	Gravité (10 ans ou 3 générations)	Immédiateté
1	Développement résidentiel et commercial	D	Faible	Petite (1-10 %)	Extrême (71-100 %)	Élevée (menace constante)
1.1	Habitations et zones urbaines	D	Faible	Petite (1-10 %)	Élevée à extrême (31-100 %)	Élevée (menace constante)

Menace		Impact (calculé)		Portée (10 prochaines années)	Gravité (10 ans ou 3 générations)	Immédiateté
1.2	Zones commerciales et industrielles		Négligeable	Négligeable (< 1 %)	Extrême (71-100 %)	Élevée (menace constante)
1.3	Tourisme et espaces récréatifs		Négligeable	Négligeable (< 1 %)	Élevée (31-70 %)	Élevée (menace constante)
2	Agriculture et aquaculture	D	Faible	Petite (1-10 %)	Extrême (71-100 %)	Élevée (menace constante)
2.1	Cultures annuelles et pluriannuelles de produits autres que le bois	D	Faible	Petite (1-10 %)	Extrême (71-100 %)	Élevée (menace constante)
3	Production d'énergie et exploitation minière		Négligeable	Négligeable (< 1 %)	Extrême (71-100 %)	Élevée (menace constante)
3.2	Exploitation de mines et de carrières		Négligeable	Négligeable (< 1 %)	Extrême (71-100 %)	Élevée (menace constante)
3.3	Énergie renouvelable		Négligeable	Négligeable (< 1 %)	Modérée à élevée (11-70 %)	Élevée (menace constante)
4	Corridors de transport et de service	D	Faible	Restreinte (11-30 %)	Légère (1-10 %)	Élevée (menace constante)
4.1	Routes et voies ferrées	D	Faible	Restreinte (11-30 %)	Légère (1-10 %)	Élevée (menace constante)
4.2	Lignes de services publics		Négligeable	Négligeable (< 1 %)	Légère (1-10 %)	Élevée (menace constante)
5	Utilisation des ressources biologiques	C	Moyen	Grande (31-70 %)	Modérée (11-30 %)	Élevée (menace constante)
5.1	Chasse et prélèvement d'animaux terrestres		Négligeable	Négligeable (< 1 %)	Légère (1-10 %)	Élevée (menace constante)
5.3	Exploitation forestière et récolte du bois	C	Moyen	Grande (31-70 %)	Modérée (11-30 %)	Élevée (menace constante)
6	Intrusions et perturbations humaines		Négligeable	Négligeable (< 1 %)	Légère (1-10 %)	Élevée (menace constante)
6.1	Activités récréatives		Négligeable	Négligeable (< 1 %)	Légère (1-10 %)	Élevée (menace constante)
8	Espèces et gènes envahissants ou problématiques		Inconnu	Petite à restreinte (1-30 %)	Inconnue	Élevée (menace constante)
8.1	Espèces exotiques/non indigènes envahissantes		Inconnu	Petite à restreinte (1-30 %)	Inconnue	Élevée (menace constante)
9	Pollution	D	Faible	Petite (1-10 %)	Légère (1-10 %)	Élevée (menace constante)
9.3	Effluents agricoles et forestiers	D	Faible	Petite (1-10%)	Légère (1-10 %)	Élevée (menace constante)
9.5	Polluants atmosphériques		Inconnu	Négligeable (< 1 %)	Inconnue	Élevée (menace constante)
10	Phénomènes géologiques	C	Moyen	Restreinte (11-30 %)	Extrême (71-100 %)	Faible à élevée
10.2	Tremblements de terre et tsunamis	C	Moyen	Restreinte (11-30 %)	Extrême (71-100 %)	Faible à élevée
10.3	Avalanches et glissements de terrain		Négligeable	Négligeable (< 1 %)	Légère (1-10 %)	Élevée (menace constante)
11	Changements climatiques et phénomènes météorologiques violents	CD	Moyen – faible	Restreinte à grande (11-70 %)	Modérée (11-30 %)	Modérée (peut-être à court terme, < 10 ans/3 gén.)

Menace		Impact (calculé)		Portée (10 prochaines années)	Gravité (10 ans ou 3 générations)	Immédiateté
11.1	Déplacement et altération de l'habitat	CD	Moyen – faible	Petite à restreinte (1-30 %)	Modérée à extrême (11-100 %)	Modérée (peut-être à court terme, < 10 ans/3 gén.)
11.2	Sécheresses	CD	Moyen – faible	Restreinte à grande (11-70 %)	Modérée à extrême (11-100 %)	Modérée (peut-être à court terme, < 10 ans/3 gén.)

Classification des menaces d'après l'IUCN-CMP, Salafsky *et al.* (2008).

[a] **Portée** – Habituellement mesurée comme la proportion de la population de l'espèce dans la zone où la menace s'exerce (généralisée = 71-100 %; grande = 31-70 %; restreinte = 11-30 %; petite = 1-10 %; négligeable = < 1 %).

[b] **Gravité** – Habituellement mesurée comme l'ampleur de la réduction de population, au sein de la portée (extrême = 71-100 %; élevée = 31-70 %; modérée = 11-30 %; légère = 1-10 %; négligeable = < 1 %; neutre ou avantage possible = > 0 %).

[c] **Immédiateté** – Élevée = menace toujours présente; modérée = menace susceptible de se manifester à court terme; faible = menace susceptible de se manifester à long terme; négligeable = menace qui s'est manifestée dans le passé et qui est peu susceptible de se manifester de nouveau, ou menace sans impact direct, mais avec un effet limitatif.

[d] **Impact** – Correspond à la réduction de la population d'une espèce ou à la réduction de la superficie intacte d'un écosystème. Le taux médian de réduction de la population ou de la superficie pour chaque combinaison de portée et de gravité correspond aux catégories d'impact suivantes : très élevé (déclin de 75 %), élevé (40 %), moyen (15 %) et faible (3 %). Définitions de Salafsky *et al.* 2008.

Description des menaces

Utilisation des ressources biologiques (Exploitation forestière) – Impact moyen

Long *et al.* (2011) ont montré que la coupe forestière a touché 27,8 % de la superficie des forêts côtières anciennes (à moins de 900 m d'altitude, jusqu'à 50 km de la côte) de l'île de Vancouver depuis 30 ans, et l'exploitation forestière continue de modifier les habitats. L'élimination du couvert rend le sol forestier plus sec et y cause des fluctuations de température extrêmes (Chen *et al.*, 1993). La machinerie lourde écrase les refuges souterrains (comme les terriers de petits mammifères et les galeries laissées par les racines décomposées), et le débardage des grumes peut déplacer ou fragmenter des abris de la salamandre errante. Plusieurs études ont montré que l'abondance relative de la salamandre errante est la plus élevée dans les forêts matures ou anciennes (Welsh et Lind, 1988; Davis, 1996; Ashton *et al.*, 2006; Beauchesne et Cooper, 2006). Toutefois, lorsque l'exploitation forestière laisse beaucoup de gros débris ligneux au sol, la salamandre errante peut persister dans les parterres de coupes, surtout en milieu humide (Stelmock et Harestad, 1979; Welsh et Droege, 2001). Selon des évaluations faites de 2006 à 2009, la densité des gros débris ligneux (incluant les chicots) dans les parterres de coupe partielle varie de 31 à 76 % de ce qu'elle était avant la coupe (Ministry of Forests, Lands and Natural Resource Operations, 2011). Les impacts de l'exploitation forestière augmentent vraisemblablement avec le temps. À mesure que les débris ligneux se décomposent, et que les forêts sont coupées aux 80 ans, la quantité et la taille des débris ligneux (Aubry *et al.*, 1988; Spies *et al.*, 1988; Welsh et Droege, 2001; Bunnell et Houde, 2010) diminuent.

L'abattage des grands vieux arbres réduit la quantité d'habitat arboricole pour l'espèce. Les grandes branches, qui forment souvent un arbre à plusieurs troncs parallèles, et les grands tapis de fougères des séquoias de la Californie, qui abritent des salamandres arboricoles (Spickler *et al.* 2006), se développent lentement. Sur l'île de Vancouver, où les forêts anciennes couvrent moins de 30 % de leur superficie d'antan, moins de 8 % de la superficie des peuplements anciens de douglas verts et d'épinettes de Sitka, qui offrent un habitat arboricole propice aux salamandres, est protégée (Sierra Club B.C., 2009).

Phénomènes géologiques – Impact moyen

Les tsunamis constituent une menace pour les populations se trouvant près du niveau de la mer, particulièrement celles qui utilisent vivent dans du bois de grève. On prédit que les vagues des tsunamis pourraient atteindre une hauteur de 20 m sur la côte ouest de l'île de Vancouver. Tous les individus dans une zone ainsi inondée seraient probablement tués.

Changements climatiques et phénomènes météorologiques violents – Impact faible à moyen

Les sécheresses et la modification de l'habitat associées aux changements climatiques sont considérées comme des menaces pour la salamandre errante en Colombie-Britannique. On s'attend à ce que l'écosystème forestier occupé par l'espèce dans le sud-est de l'île de Vancouver se modifie en raison des températures accrues durant les prochaines décennies. Selon une combinaison de modèles, d'ici 2050, la superficie occupée par la zone biogéoclimatique côtière à douglas (actuellement de 0,25 million d'hectares, soit environ 6 % de l'aire de répartition de la salamandre errante sur l'île de Vancouver) devrait diminuer de 19 % dans la zone actuelle, mais devrait augmenter de 16 % en s'étendant dans d'autres secteurs (Wang *et al.*, 2012). Bien que la perte nette soit faible (-3 %), la capacité de dispersion limitée de l'espèce restreindra sa capacité de se déplacer dans de nouveaux secteurs au cours des trois prochaines générations. Araújo *et al.* (2006) ont montré qu'une capacité de dispersion limitée accroît la vulnérabilité des amphibiens aux changements climatiques en Europe. On s'attend donc à ce que la conversion de 19 % de la superficie des forêts côtière à douglas en milieux ouverts plus secs cause d'importantes baisses des populations des salamandres errantes dans cette partie de son aire de répartition.

On prévoit que les températures estivales augmenteront de 2 à 4 °C d'ici 2080, même dans la zone biogéoclimatique côtière à pruche de l'Ouest sur l'île de Vancouver au climat plus frais et tempéré par l'effet de la mer (3,47 millions d'hectares) (Lerner, 2011). La salamandre errante tolérera sans doute des températures plus élevées et des sécheresses estivales plus longues, comme elle le fait actuellement dans le nord de la Californie où les étés sont habituellement chauds et secs (NOAA National Climatic Data Centre, 2014). Toutefois, des sécheresses estivales plus longues et plus fréquentes, particulièrement dans les milieux ouverts, comme les parterres de coupe

récente, les îles sans arbres et les rivages, pourraient gravement réduire les possibilités d'alimentation des salamandres.

Autres menaces (impact faible)

Le développement résidentiel et commercial constitue une menace pour l'espèce à certains endroits. Ces activités détruisent l'habitat, mais elles n'éliminent pas toujours la salamandre errante, comme le montre sa persistance apparente dans certains quartiers résidentiels de Victoria et de Nanaimo (Engelstoft, comm. pers., 2012; Rogers, comm. pers., 2012; Wind, comm. pers., 2012). Il y peut-être suffisamment d'habitats humides (bois et blocaille) associés aux maisons et aux jardins pour soutenir de petites populations isolées au moins à court terme, et il est possible que des individus amenés avec du bois de chauffage recolonisent des propriétés en milieu urbain.

Dix-sept pour cent de la superficie d'habitat potentiel de faible altitude (< 600 m) sur l'île de Vancouver se trouvent à 30 m ou moins d'une route, et 34 % à 100 m ou moins (Digital Atlas, Hectares BC, 2012). La salamandre errante n'évite pas les routes quand il pleut, mais on en relève très peu dans les inventaires de mortalité sur les routes. Beasley (données inédites, 2005 – 2012) a trouvé 21 individus écrasés sur un tronçon de 1,6 km de la route 4, près d'Ucluelet, en six ans et il estime que cette mortalité touche moins de 1 % de la population adjacente à la route chaque année. Wind (2012) a trouvé un individu vivant en 2007 et un mort en 2011 sur la Nanaimo Lakes Road, à Nanaimo, et trois morts en 2011 sur la Lazo Rd, à Comox. La faible mortalité s'explique sans doute par le petit domaine vital de l'espèce et ses déplacements limités; 94 % des d'individus marqués et recapturés au ruisseau Rosewall Creek ont été trouvés à moins de 10 m de la capture initiale, et la distance maximale était de 38 m (N=176) (Davis, 1991). D'ailleurs, le fait que les routes restreignent les déplacements constitue peut-être leur impact le plus important pour l'espèce, nuisant à la connectivité de l'habitat et isolant les populations. Marsh *et al.* (2008) ont montré que les populations pléthodontidés séparées par des autoroutes sont susceptibles de diverger au plan génétique.

La chytridiomycose, une maladie infectieuse causée par le champignon chytride *Batrachochytrium dendrobatidis*, menace de nombreuses populations d'amphibiens partout au monde, y compris certaines espèces terrestres. Bien que le champignon ait des zoospores aquatiques et qu'il infecte surtout des espèces aquatiques, on l'a trouvé chez quelques pléthodontidés terrestres sauvages (Pasmans *et al.* 2004; Cummer *et al.* 2005; Weinstein 2009), dont une espèce chez qui l'infection artificielle a causé une forte mortalité (Vazquez *et al.* 2009). Il est possible que des amphibiens à reproduction aquatique propagent la chytridiomycose dans des milieux terrestres humides. On n'a toutefois pas vérifié la susceptibilité à la maladie de la salamandre errante, ou de toute autre espèce d'*Aneides*, et on ignore donc si la chytridiomycose menace la salamandre errante.

Nombre de sites

Un nombre inconnu, mais important (plus de dix) de sites pourraient être touchés assez rapidement par une seule menace. L'exploitation forestière menace les populations dans la majeure partie de l'aire de répartition de l'espèce en Colombie-Britannique, à l'exception de celles se trouvant dans des aires protégées, mais chaque site serait touché individuellement, et la survie dépendrait du degré de rétention de gros débris ligneux au sol et chicots à chaque site. Il y a 55 occurrences de l'espèce dans des forêts aménagées (tableau 1), dont plus de la moitié sont des forêts secondaires. Tous ces sites seraient considérés comme distincts si on y pratiquait de la coupe à blanc.

Parmi les autres menaces, les changements climatiques devraient avoir l'impact potentiel le plus élevé à 25 sites situés dans la zone biogéoclimatique côtière à douglas (tableau 1), mais ces sites ne seraient probablement pas tous également touchés; par exemple, la survie à de graves sécheresses dépend sans doute des conditions des microhabitats et de la quantité de gros débris ligneux en décomposition au sol. Un tsunami qui inonderait une île basse pourrait noyer ou emporter les salamandres qui y vivent. On connaît dix sites qui pourraient être touchés par un tsunami (tableau 2), et deux populations, une sur l'île Cleland et l'autre sur l'île Grassy, seraient entièrement décimées.

PROTECTION, STATUTS ET CLASSEMENTS

Statuts et protection juridiques

La salamandre errante est actuellement protégée par la *Wildlife Act* de la Colombie-Britannique qui interdit de recueillir, de tuer, de harceler et de posséder un individu d'une espèce sauvage sans permis, mais qui n'en protège pas l'habitat. L'espèce n'est pas inscrite en vertu de la *Loi sur les espèces en péril*, de l'*Endangered Species Act* des États-Unis ou de l'*Endangered Species Act* de la Californie. Elle n'est pas non plus visée par la Convention sur le commerce international des espèces de faune et de flore sauvages menacées d'extinction (CITES) ou par un autre accord international.

Statuts et protection non juridiques

L'espèce est inscrite à la liste rouge des espèces menacées de l'UICN dans la catégorie NT – espèce quasi menacée (2004). NatureServe lui a attribué la cote mondiale G4 – apparemment non en péril (2005). Aux États-Unis, elle est cotée N4 (apparemment non en péril) à l'échelle nationale et SNR (statut non évalué) en Californie. Au Canada, elle est cotée N3N4 (12 septembre 2011) à l'échelle nationale et S3S4 (vulnérable à apparemment non en péril) en Colombie-Britannique (Conservation Data Centre de la Colombie-Britannique, 2012). Ces classements indiquent que l'espèce court un risque modéré de disparition au Canada en raison de son aire de

répartition restreinte, du faible nombre de populations ou d'occurrences, de déclins abrupts, de graves menaces ou d'autres facteurs.

Le statut de la salamandre errante en vertu du cadre de conservation de la Colombie-Britannique a été évalué selon les tendances, les menaces et la rareté aux échelles mondiale et locale (Bunnell *et al.*, 2009; B.C. Conservation Framework, 2013). Voici les cotes de priorité (la cote 1 constitue la priorité la plus élevée, et la cote 6 la plus basse) attribuées à la salamandre errante pour les trois buts explicites du cadre de conservation :

But 1. Participer aux programmes mondiaux de conservation des espèces. Priorité = 3
But 2. Empêcher que les espèces et les écosystèmes deviennent en péril. Priorité = 2
But 3. Maintenir la diversité des espèces indigènes. Priorité = 4.

Protection et propriété de l'habitat

Environ 8 % de l'aire de répartition de l'espèce en Colombie-Britannique, soit 2 260 km^2, se trouve dans des aires protégées. Presque 17 % des mentions de l'espèce depuis 1981 (depuis trois générations) ont été faites dans des aires protégées (tableau 1) : la réserve de parc national des Îles-Gulf, la réserve de parc national Pacific Rim, le parc provincial Carmanah-Walbran, le parc provincial Sydney Inlet, le parc provincial Strathcona, le parc provincial Brooks Peninsula, plusieurs autres parcs provinciaux du côté est de l'île de Vancouver (p. ex. les parcs Little Qualicum Falls, Englishman River Falls et Miracle Beach), quelques réserves écologiques établies sur de petites îles au large (p. ex. réserves écologiques Cleland Island et Checleset Bay), l'aire d'habitat faunique Swan Lake Red-legged Frog et quelques parcs municipaux près de Victoria (p. ex. le parc du Mount-Douglas). La majeure partie de l'aire de répartition de l'espèce et la plupart de ses occurrences se trouvent sur des terres privées ou des terres forestières de la Couronne provinciale. Un petit nombre de mentions de l'espèce ont été faites dans des secteurs résidentiels ruraux ou urbains.

REMERCIEMENTS ET EXPERTS CONTACTÉS

Environnement Canada a assuré le financement du présent rapport. M^{me} Kristiina Ovaska (Ph.D.) a fourni des conseils, a soigneusement révisé chaque version du rapport et, avec Purnima Govindarajulu (Ph.D.), a aidé à calculer les menaces. Alain Filion a créé la carte de répartition de l'espèce en Colombie-Britannique et a aidé à déterminer la zone d'occurrence et l'indice de la zone d'occupation. Les données cartographiques sur l'aire de répartition mondiale ont été obtenues dans le cadre du Global Amphibian Assessment (évaluation mondiale des amphibiens) et fournies par l'UICN, Conservation International et NatureServe. M. Todd Jackman (Ph.D.) a fourni des données inédites sur la structure génétique des populations au Canada. Andy MacKinnon a aidé à accéder à l'information sur les pratiques forestières et les

prévisions de changements climatiques pour l'île de Vancouver. John Deal a fourni des rapports de surveillance inédits sur la concession forestière (TFL) 37. Erika Simonson a résumé les données obtenues dans des projets d'étudiants réalisés dans le cadre de cours donnés au Bamfield Marine Sciences Centre. Ruben Boles, Francis Cook, Dave Cunnington, Dave Fraser, David Green, Stephen Hecnar, Julie Nadeau, Patrick Nantel et Cindy Paszkowski ont fait des commentaires et suggestions utiles sur une version antérieure du présent rapport. D'autres personnes, mentionnées sous Sources d'information, ont donné des renseignements sur les localités où ils ont observé ou capturé l'espèce.

Experts contactés

Cook, Francis. Chercheur émérite, Musée canadien de la nature, Ottawa (Ontario).

DeGraaf, Ramona. Enseignante en biologie, Bamfield Marine Sciences Centre, Bamfield (Colombie-Britannique).

Filion, Alain. Secrétariat du COSEPAC, Gatineau (Québec).

Fraser, David. Species at Risk Specialist, Ministry of Environment de la Colombie-Britannique, Victoria (Colombie-Britannique).

Gelling, Leah. Conservation Data Centre de la Colombie-Britannique, Ministry of Environment, Victoria (Colombie-Britannique).

Goater, Tim. Professeur, département de biologie, Vancouver Island University, Nanaimo (Colombie-Britannique).

Govindarajulu Purnima. Herpetofauna Specialist, Ministry of Environment de la Colombie-Britannique, Victoria (Colombie-Britannique).

Howes, Briar. Conservation et gestion des espèces, Parcs Canada, Gatineau (Québec).

Hoy, Jeff. Strathcona Park Ranger, B.C. Parks, Nanaimo (Colombie-Britannique).

McLaren, Erika. Conservation Specialist, BC Parks, West Coast Region, Black Creek (Colombie-Britannique).

Nernberg, Dean. Agent des espèces en péril, Défense nationale, Ottawa (Ontario).

Simms, Wendy. Laboratory Demonstrator, départment de biologie, Vancouver Island University, Nanaimo (Colombie-Britannique).

Steigerwald, Michèle. Gestionnaire adjointe de la collection d'amphibiens et de reptiles, Musée canadien de la nature, Ottawa (Ontario).

Stipec, Katrina. Conservation Data Centre de la Colombie-Britannique, Ministry of Environment de la Colombie-Britannique, Victoria (Colombie-Britannique).

Warttig, Warren. Biologiste, International Forest Products Ltd., Campbell River (Colombie-Britannique).

SOURCES D'INFORMATION

Araújo, M.B., W. Thuiller et R.G. Pearson. 2006. Climate warming and the decline of amphibians and reptiles in Europe, *Journal of Biogeography* 33:1712–1728.

Ashton, D.T., S.B. Marks et H.H. Welsh. 2006. Evidence of continued effects from timber harvesting on lotic amphibians in redwood forests of northwestern California, *Forest Ecology and Management* 221:183–193.

Aubry, K.B., L.L.C. Jones et P.A. Hall. 1988. Use of woody debris by plethodontid salamanders in Douglas-fir *in* Washington, p. 32–37 *in* R.C. Szara, K.E. Severson et D.R. Patton (éd.), Management of Amphibians, Reptiles and Small mammals in North America, General technical report RM-166, U.S. Forest Service, Rocky Mountain Research Station, Fort Collins (Colorado).

AXYS Environmental Consulting Ltd. 2002. Wildlife Monitoring Program on TFL 37: Pilot Year – Terrestrial Salamander Inventory 2001, rapport rédigé pour Canadian Forest Products Ltd., Woss (Colombie-Britannique), 38 p.

Beasley, B. Données inédites. 2005 à 2012. *Unpublished data from monitoring road mortality on Highway 4.* biologiste, Association of Wetland Stewards for Clayoquot and Barkley Sounds, Ucluelet (Colombie-Britannique).

Beasley, B., C. Addison et K. Lucas. 2000. Clayoquot Sound amphibian inventory 1998-1999, rapport pour le Ministry of Environment, Lands and Parks, Vancouver Island Region Office, Nanaimo (Colombie-Britannique) et la Long Beach Model Forest Society, Ucluelet (Colombie-Britannique).

Beatty, J.J. 1979. Morphological variation in the clouded salamander, *Aneides ferreus* (Cope) (Amphibia: Caudata: Plethodontidae), thèse de doctorat, Oregon State University, Corvallis.

Beauchesne, S.M., et J.M. Cooper. 2006. Ecosystem-based harvesting effectiveness monitoring terrestrial salamander project (2005) CANFOR TFL 37, Woss, BC, rapport rédigé par Manning, Cooper and Associates Ltd. pour Canadian Forest Products Ltd., Woss (Colombie-Britannique), 17 p., site Web : http://www.for.gov.bc.ca/hfd/library/FIA/2006/LBIPI_6451006a.pdf [consulté en décembre 2012; en anglais seulement].

Beaulieu, J., et T. Jackman. 2003. The geographic genetic structure of both introduced and native populations of the Wandering Salamander, *Aneides vagrans*, affiche présentée à la réunion de la Society for the Study of Evolution, Chico (Californie) en juin 2003.

Berg, Ä., B. Ehnström, L. Gustafsson, T. Hallingbäck, M. Jonsell et J. Weslien. 1994. Threatened plant, animal, and fungus species in Swedish forests: distributions and habitat associations, *Conservation Biology* 8:718–731.

B.C. Archives. 2003. The amazing time machine, British Columbia's Resource Development, Forestry, Royal British Columbia Museum, Victoria (Colombie-Britannique), site Web : www.bcarchives.gov.bc.ca/exhibits/timemach/galler09/frames/index.htm [consulté en juin 2013; en anglais seulement].

B.C. Conservation Framework. 2013. Conservation Framework Summary: *Aneides vagrans*, B.C. Ministry of Environment, site Web : http://a100.gov.bc.ca/pub/eswp/ [consulté en juin 2013; en anglais seulement].

Bunnell, F.L., D.F. Fraser et A.P. Harcombe. 2009. Increasing effectiveness of conservation decisions: a system and its application, *Natural Areas Journal* 29:79–90.

Bunnell, F.L., et I. Houde. 2010. Down wood and biodiversity – implications to forest practices, *Environmental Review* 18:397–421.

Burton T.M., et G.E. Likens. 1975a. Energy flow and nutrient cycling in salamander populations in the Hubbard Brook Experimental Forest, New Hampshire, *Ecology* 56:1068–1080.

Burton, T.M., et G.E. Likens. 1975b. Salamander populations and biomass in the Hubbard Brook Experimental Forest, New Hampshire, *Copeia* 1975:541–546.

Bury, R.B. 1983. Differences in amphibian populations in logged and old growth Redwood forest, *Northwest Science* 57:167–178.

Bury, R.B., et M. Martin. 1973. Comparative studies on the distribution and foods of plethodontid salamanders in the Redwood region of Northern California, *Journal of Herpetology* 7:331-335.

Campbell, R.W., et D. Stirling. 1968. Notes on the natural history of Cleland Island, British Columbia, with emphasis on the breeding bird fauna, p. 25–43 *in* Provincial Museum of Natural History and Anthropology Report for 1967, Victoria (Colombie-Britannique).

Ceska, A., et O. Ceska. 1997. New species for British Columbia: *Clarkia viminea* (Onagraceae), BEN # 171 – July 30, 1997, site Web : http://www.ou.edu/cas/botany-micro/ben/ben171.html [consulté en juin 2013; en anglais seulement].

Chen, J., J.F. Franklin et T.A. Spies. 1993. Contrasting microclimates among clearcut, edge, and interior of old-growth Douglas-fir forest, *Agricultural and Forest Meteorology* 63:219–237.

Clarkson, P., comm. pers. 2012. Correspondance par courriel adressée à B. Beasley, octobre 2012, superviseur – Programme de sécurité des visiteurs, réserve de parc national du Canada Pacific Rim, Ucluelet (Colombie-Britannique).

Conservation Data Centre de la Colombie-Britannique. 2012. BC Species and Ecosystems Explorer, site Web : http://www.env.gov.bc.ca/cdc/ [consulté en décembre 2012; en anglais seulement].

Conservation Data Centre de la Colombie-Britannique. 2013. BC Species and Ecosystems Explorer, Ministry of Environment de la Colombie-Britannique, Victoria (Colombie-Britannique), site Web : http://a100.gov.bc.ca/pub/eswp/ [consulté en avril 2014; en anglais seulement].

COSEPAC 2005. Évaluation et rapport de situation du COSEPAC sur le lupin densiflore (*Lupinus densiflorus*) au Canada, Comité sur la situation des espèces en péril au Canada, Ottawa, vi + 26 p.

COSEPAC. 2009. Évaluation et rapport de situation du COSEPAC sur la noctuelle d'Edwards (*Anarta edwardsii*) au Canada, Comité sur la situation des espèces en péril au Canada, Ottawa, vi + 29 p.

Cummer, M., D.E. Green et E.M. O'Neill. 2005. Aquatic chytrid pathogen detected in a terrestrial plethodontid salamander, *Herpetological Review* 36:248–249.

Davic, R.D., et H.H. Jr. Welsh. 2004. On the ecological roles of salamanders, *Annual Review of Ecology, Evolution and Systematics* 35:405–434.

Davis, T.M. 1991. Natural history and behavior of the salamander, *Aneides ferreus* Cope, thèse de maîtrise ès sciences, University of Victoria, Victoria (Colombie-Britannique), 149 p.

Davis, T.M. 1996. Distribution, abundance, microhabitat use and interspecific relationships among terrestrial salamanders on Vancouver Island, British Columbia, thèse de doctorat, University of Victoria, Victoria (Colombie-Britannique), 232 p.

Davis, T.M. 2002. Microhabitat use and movements of the Wandering Salamander, *Aneides vagrans*, on Vancouver Island, British Columbia, Canada, *Journal of Herpetology* 36:699–703.

Davis, T.M. 2003. *Aneides vagrans* (Wandering Salamander). Reproduction, *Herpetological Review* 34:133.

Davis, T.M., et Gregory, P.T. 1993. Status of the Clouded Salamander in British Columbia, Wildlife Working Report No. WR-53, mars 1993, Ministry of Environment, Lands and Parks de la Colombie-Britannique, Victoria (Colombie-Britannique).

Duellman, W.E., et L. Trueb. 1986. Biology of Amphibians, McGraw-Hill, New York.

Dupuis, L.A. 1993. The status and distribution of terrestrial amphibians in old-growth forests and managed stands, thèse de maîtrise ès sciences, University of British Columbia, Vancouver (Colombie-Britannique). 74 pp.

Dupuis, L.A., J.N.M. Smith et F. Bunnell. 1995. Relation of terrestrial-breeding amphibian abundance to tree-stand age, *Conservation Biology* 9(3):645-653.

Engelstoft, C., comm. pers. 2012. Entrevue avec B. Beasley, décembre 2012, biologiste, Biolinx Environmental Research Ltd., Victoria (Colombie-Britannique).

Fraser, D.F. En préparation. The case against the Wandering Salamander (*Aneides vagrans*) being an introduced species on Vancouver Island.

Garner, T.W.J., et P.T. Gregory. 2006. Tests of aggregative preferences of Wandering Salamanders (*Aneides vagrans*), *Acta Ethologica* 9:43–47.

Govindarajulu, P., comm. pers. 2012. Correspondance par courriel adressée à B. Beasley, septembre 2012, Small Mammal and Herpetofauna Specialist, Ministry of Environment de la Colombie-Britannique, Victoria (Colombie-Britannique).

Hebda, R.J., et J.C. Haggarty. 1997. Brooks Peninsula. An Ice Age Refugium on Vancouver Island, Occasional Paper No. 5. B.C. Parks, Ministry of Environment, Lands and Parks de la Colombie-Britannique, Victoria (Colombie-Britannique).

Hectares BC. 2012. Vancouver Island, Land Use/Cover, Baseline Thematic Mapping, site Web : http://www.hectaresbc.org/app/habc/HaBC.html [consulté en juin 2012; en anglais seulement].

Horsfield, M. 2008. Voices from the Sound. Chronicles of Clayoquot Sound and Tofino, 1899-1929, Salal Books, Nanaimo (Colombie-Britannique).

IUCN, Conservation International et NatureServe. 2004. Global Amphibian Assessment. IUCN, Conservation International et NatureServe, Washington D.C. et Arlington (Virginie).

Jackman, T.R. 1998. Molecular and historical evidence for the introduction of clouded salamanders (genus *Aneides*) to Vancouver Island, British Columbia Canada, from California, *Canadian Journal of Zoology* 76:1570–1580.

Jackman, T.R., comm. pers. 2012. Correspondance par courriel adressée à B. Beasley, octobre et décembre 2012, professeur agrégé, Villanova University, Villanova (Pennsylvanie).

Jaremovic, R.V. 1978. Distribution and movements of the salamander Aneides ferreus (Cope, 1869) on Cleland Island, B.C., thèse de maîtrise ès sciences, University of British Columbia, Vancouver (Colombie-Britannique).

Kezer, J., et S.K. Sessions. 1979. Chromosome variation in the plethodontid salamander, *Aneides ferreus*, *Chromosoma* (Berl.) 71:65–80.

Knapp, F.M. 1921. Motor truck logging methods, University of Washington, Seattle (Washington), site Web : http://archive.org/details/motortruckloggin00knap [consulté en juin 2013; en anglais seulement].

Lee, D.E., J.B. Bettaso, M.L. Bond, R.W. Bradley, J.R. Tietz et P.M. Warzybok. 2012. Growth, age at maturity and age-specific survival of the Arboreal Salamander (*Aneides lugubris*) on southeast Farallon Island, California, *Journal of Herpetology* 46(1):64–71.

Lemon, M., comm. pers.2013. Correspondance par courriel adressée à B. Beasley, biologiste, Service canadien de la faune, Delta (Colombie-Britannique).

Lerner, J. (éd). 2011. Climate change adaptation in Clayoquot Sound: Ahousaht, Hesquiaht, and Tla-o-qui-aht community-based climate change adaptation plan, rapport de phase II rédigé par Equilibrio et Ecotrust Canada pour la Première Nation Hesquiaht, Tofino (Colombie-Britannique), 226 p.

Long, J.A., S.L. Hazlitt, T.A. Nelson et K. Laberee. 2011. Estimating 30-year change in coastal old-growth habitat for a forest-nesting seabird in British Columbia, Canada, *Endangered Species Research* 14:49–59.

Master, L., D. Faber-Langendoen, R. Bittman, G.A. Hammerson, B. Heidel, J. Nichols, L. Ramsay et A. Tomaino. 2009. NatureServe conservation status assessments: factors for assessing extinction risk, NatureServe, Arlington (Virginie), 57 p.

McNeil, L., comm. pers. 2012. Correspondance par courriel adressée à B. Beasley, guide de kayak, Tofino (Colombie-Britannique).

Marsh, D.M., R.B. Page, T.J. Hanlon, R. Corritone, E.C. Little, D.E. Seifert et P.R. Cabe. 2008. Effects of roads on patterns of genetic differentiation in red-backed salamanders, *Plethodon cinereus*, *Conserv. Genet.* 9:603–613.

Materi, J., et C.A. Forrest. 2007. Post-construction wetland and amphibian monitoring for the Rupert/Laburnum Ring Road Completion Projec, rapport annuel de 2006 rédigé par Ursus Environmental pour la ville de Qualicum Beach, Qualicum Beach (Colombie-Britannique).

Materi, J. 2008. Progress Report: Rupert Road post-construction wetland and amphibian monitoring in 2008, rapport rédigé par Ursus Environmental, Parksville (Colombie-Britannique), pour la ville de Qualicum Beach, Qualicum Beach (Colombie-Britannique).

Ministry of Forests, Lands and Natural Resource Operations. 2011. Coastal Forest Region: analysis of stand-level biodiversity sampling results in six predominant biogeoclimatic subzones, Min. For. Lands Nat. Resour. Oper., For. Prac. Invest. Br., Victoria (Colombie-Britannique), FREP, site Web : http://www.for.gov.bc.ca/hfp/frep/publications/index.htm [consulté en octobre 2012; en anglais seulement].

Murphy, R., comm. pers. 2014. Correspondance par courriel adressée à K. Ovaska en février 2014, ancien étudiant, Camosun College Environmental Technical Program, Victoria (Colombie-Britannique).

NatureServe 2012. NatureServe Explorer: An online encyclopedia of life [web application], version 7.1, NatureServe, Arlington (Virginie), site Web : http://www.natureserve.org/explorer [consulté en décembre 2012; en anglais seulement].

NOAA National Climatic Data Centre. 2014. Daily station normals (1971-2000) for Klamath, California, site Web : hurricane.ncdc.noaa.gov/cgi-bin/climatenormals/climatenormals.pl [consulté en février 2014; en anglais seulement].

Ovaska, K., comm. pers. 2012 et 2013. Correspondance par courriel et discussion avec B. Beasley, juin 2012 et juillet 2013, biologiste, Biolinx Environmental Research Ltd., Victoria (Colombie-Britannique).

Ovaska, K., et T.M. Davis. 1992. Faecal pellets as burrow markers: intra- and interspecific odour recognition by western plethodontid salamanders, *Animal Behavior* 43:931–939.

Ovaska, K., et T.M. Davis. 2005. Wandering Salamander, p. 98–101 *in* L.L.C. Jones, W.P. Leonard et D.H. Olson (éd.), Amphibians of the Pacific Northwest, Seattle Audubon Society, Seattle (Washington).

Ovaska, K., et L. Sopuck. 2001. Potential of terrestrial gastropods and salamanders as indicators for monitoring ecological effects of variable-retention logging practices. A pilot study in the North Island Timberlands, May – November 2000, rapport inédit rédigé par Biolinx Environmental Research Ltd. pour Weyerhaeuser Company Ltd., Nanaimo (Colombie-Britannique).

Ovaska, K., C. Engelstoft et L. Sopuck. 2003. A pilot monitoring program for plethodontid salamanders on Vancouver Island, British Columbia, rapport inédit rédigé par Biolinx Environmental Research Ltd. pour le Ministry of Water, Land and Air Protection de la Colombie-Britannique (Biodiversity Monitoring and Reporting Section), Victoria (Colombie-Britannique), 36 p.

Pasmans, F., P. Zwart et A. Hyatt. 2004. Chytridiomycosis in the Central American bolitoglossine salamander (*Bolitoglossa dofleini*), *Veterinary Record* 154:53.

Peacock, S. 2008. A typical habitat use by the Wandering Salamander (*Aneides vagrans*), rapport de stage, Biology Co-Op Program, Department of Biology, University of Victoria, Victoria (Colombie-Britannique), 13 p.

Pojar, J. 1980. Brooks Peninsula: possible Pleistocene glacial refugium on northwestern Vancouver Island, *Botanical Society of America Miscellaneous Publication* 158:1–89.

Rogers, E., comm. pers. 2012. Correspondance par courriel adressée à B. Beasley, octobre 2012, University Programs Coordinator, Bamfield Marine Sciences Centre, Bamfield (Colombie-Britannique).

Ryder, G.R., et R.W. Campbell. 2004. First occurrence of Wandering Salamander on the Sunshine Coast of British Columbia, *Wildlife Afield* 1:5–6.

Salafsky, N., D. Salzer, A.J. Stattersfield, C. Hilton-Taylor, R. Neugarten, S.H.M. Butchart, B. Collen, N. Cox, L.L. Master, S. O'Connor et D. Wilkie. 2008. A standard lexicon for biodiversity conservation: unified classifications of threats and actions, *Conservation Biology* 22:897–911.

Schieck, J., comm. pers. 2012. Correspondance par courriel adressée à B. Beasley, janvier 2013, Co-Director-Science, Alberta Biodiversity Monitoring Institute, Vegreville (Alberta).

Sessions, S.K., et J. Kezer. 1987. Cytogenetic evolution in the plethodontid salamander genus *Aneides*. *Chromosoma* (Berl.) 95:17–30.

Sessions, S.K., comm. pers. 2012. Correspondance par courriel adressée à B. Beasley, novembre 2012, Biology Professor, Hartwick College, Oneonta (New York).

Shafer, A.B.A., C.I. Cullingham, S.D. Côté et D.W. Coltman. 2010. Of glaciers and refugia: a decade of study sheds new light on the phylogeography of northwestern North America, *Molecular Ecology* 19:4589–4621.

Sierra Club B.C. 2009. State of British Columbia's coastal rainforest. Mapping the gaps for ecological health and climate protection, décembre 2009, site Web : http://www.sierraclub.bc.ca/publications/scbc-reports/CoastForestReport2009_email.pdf [consulté en juin 2013; en anglais seulement].

Soltis, D.E., M.A. Gitzendanner, D.D. Strenge et P.S. Soltis. 1997. Chloroplast DNA intraspecific phylogeography of plants from the Pacific Northwest of North America, *Plant Systematics and Evolution* 206:353–373.

Spickler, J.C., S.C. Sillett, S.B. Marks et H.H. Welsh. 2006. Evidence of a new niche for a North American salamander: *Aneides vagrans* residing in the canopy of old-growth redwood forest, *Herpetological Conservation and Biology* 1:16–26.

Spies, T.A., J.F. Franklin et T.B. Thomas. 1988. Coarse woody debris in Douglas-fir forests of western Oregon and Washington, *Ecology* 69:1689–1702.

Staub, N.L. 1993. Intraspecific agonistic behavior of the salamander *Aneides flavipunctatus* (Amphibia: Plethodontidae) with comparisons to other plethodontid species, *Herpetologica* 49:271–282.

Stelmock, J.J., et A.S. Harestad. 1979. Food habits and life history of the clouded salamander (*Aneides ferreus*) on northern Vancouver Island, British Columbia, *Syesis* 12:71–75.

Tilley, S.G. 1977. Studies of the life histories and reproduction in North American plethodontid salamanders, p. 1–41 *in* D.H. Taylor et S.I. Guttman (éd.), The Reproductive Biology of Amphibians, Plenum Press, New York.

Timberline Natural Resource Group, Ltd. 2008. Arrowsmith Timber Supply Area TSR3 Analysis Report, rapport rédigé pour Arrowsmith TSA Licencee Group, février 2008.

Vazquez, V.M., B.B. Rothermel et A.P. Pessier. 2009. Experimental infection of North American plethodontid salamanders with the fungus *Batrachochytrium dendrobatidis, Diseases of Aquatic Organisms* 84:1–7.

Wake, D., et T. Jackman. 1998. Description of a new species of plethodontid salamander from California. Appendix 1 *in* Jackman, T.R. 1998. Molecular and historical evidence for the introduction of clouded salamanders (genus *Aneides*) to Vancouver Island, British Columbia Canada, from California, *Canadian Journal of Zoology* 76 :1570–1580.

Wang, T., E.M. Campbell, G.A. O'Neill et S.N. Aitken. 2012. Projecting future distributions of ecosystem climate niches: uncertainties and management applications, *Forest Ecology and Management* 279:128–140.

Weinstein, S.B. 2009. An aquatic disease on a terrestrial salamander: individual and population level effects of the amphibian chytrid fungus, *Batrachochytrium dendrobatidis*, on *Batrachoseps attenuatus* (Plethodontidae), *Copeia* 2009:653–660.

Welsh, H.H. Jr., comm. pers. 2013. Correspondance par courriel adressée à B. Beasley, janvier 2013, Research Wildlife Biologist, USDA, Forest Service, Pacific Southwest Research Station, Arcata (Californie).

Welsh, H.H. Jr., et S. Droege. 2001. A case for using plethodontid salamanders for monitoring biodiversity and ecosystem integrity of North American forests, *Conservation Biology* 15:558–569.

Welsh, H.H. Jr., G.M. Fellers et A.J. Lind. 2007. Amphibian populations in terrestrial environments: is there evidence of decline of terrestrial forest amphibians in northwestern California?, *Journal of Herpetology* 41:469–482.

Welsh, H.H. Jr., et A.J. Lind. 1988. Old growth forests and the distribution of the terrestrial herpetofauna, p. 439–455 *in* R.C. Szara, K.E. Severson et D.R. Patton (éd.), Management of Amphibians, Reptiles and Small Mammals in North America. General Technical Report RM-166, U.S. Department of Agriculture, Forest Service, Rocky Mountain Forest and Range Experiment Station, Fort Collins (Colorado).

Welsh, H.H. Jr., et A.J. Lind. 1991. The structure of the herpetofaunal assemblage in the Douglas-fir/hardwood forests of northwestern California and southwestern Oregon, p. 395-414 *in* L. F. Ruggiero, K. B. Aubry, A. B. Carey et M. H. Huff (coord. techn.), Wildlife and Vegetation of Unmanaged Douglas-fir Forests, General Technical Report, PNW-GTR-285, U.S. Department of Agriculture, Forest Service, Pacific Northwest Research Station, Portland (Oregon), 533 p.

Welsh, H.H. Jr., et R.A. Wilson. 1995. *Aneides ferreus* (Clouded Salamander) reproduction, *Herpetological Review* 26:196–197.

Western Forest Products. 2010. Tree Farm Licence 44, Timber Supply Analysis, Management Plan 5, version 2, juin 2010.

Winchester, N., comm. pers. 2012. Correspondance par courriel adressée à B. Beasley, juin 2012, professeur adjoint, Geography Department, University of Victoria, Victoria (Colombie-Britannique).

Wind, E. 2012. Amphibian road surveys and mitigation assessments at three sites on Vancouver Island, rapport inédit pour la Environmental Management Section, Ministry of Transportation and Infrastructure de la Colombie-Britannique, Victoria (Colombie-Britannique), E. Wind Consulting, Nanaimo (Colombie-Britannique).

Wind, E., comm. pers. 2012. Correspondance par courriel adressée à B. Beasley, juin 2012, biologiste, E. Wind Consulting, Nanaimo (Colombie-Britannique).

Wyman, R.L. 1998. Experimental assessment of salamanders as predators of detrital food webs: effects on invertebrates, decomposition and the carbon cycle, *Biodiversity and Conservation* 7:641–650.

SOMMAIRE BIOGRAPHIQUE DE LA RÉDACTRICE DU RAPPORT

Barbara Beasley a obtenu un doctorat portant sur les stratégies d'accouplement des hirondelles à l'université Simon Fraser en 1994. Elle travaille comme experte-conseil indépendante et enseignante à temps partiel au Bamfield Marine Sciences Centre. Elle a coordonné un inventaire de trois ans (de 1997 à 2000) visant à déterminer l'abondance relative de l'*Aneides vagrans* et d'autres amphibiens dans des

forêts d'âges différents, dans le cadre du processus d'aménagement des terres pour la région de la baie Clayoquot. Sa recherche à long terme consiste à documenter la mortalité sur les routes des amphibiens (y compris l'*A. vagrans*) et à évaluer l'efficacité des mesures visant à la réduire. Elle a récemment fondé l'Association of Wetland Stewards for Clayoquot and Barkley Sounds, un organisme sans but lucratif qui favorise la conservation des amphibiens de la côte ouest de l'île de Vancouver par des activités de recherche, de surveillance et d'éducation du public.

COLLECTIONS EXAMINÉES

Aucun spécimen n'a été examiné, mais des données de collecte ont été obtenues auprès des institutions énumérées ci-bas. Le Musée royal de l'Ontario, l'University of Victoria et la Vancouver Island University n'avaient aucune donnée sur l'espèce.

Beaty Biodiversity Museum, University of Colombie-Britannique – Chris Stinson

Musée canadien de la nature – Francis Cook et Michele Steigerwald

HerpNet Records – en ligne

Museum of Vertebrate Zoology at Berkeley, catalogue en ligne MVZ Herps

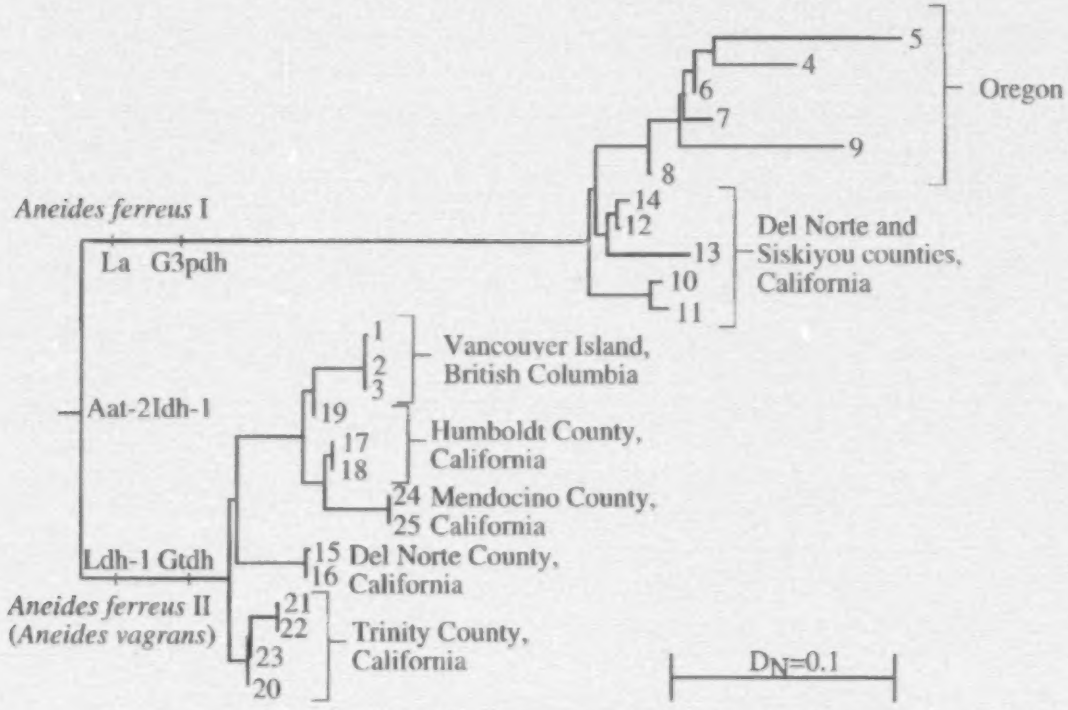
Royal Colombie-Britannique Museum – Gavin Hank, Lesley Kennes et Heidi Gartner

Musée royal de l'Ontario – Amy Lathrop

University of Victoria – Neville Winchester

Vancouver Island University Museum – Wendy Simms

Annexe 1. Arbre phylogénétique produit par Jackman (1998) à partir des distances génétiques de Nei (1978). Les échantillons pour l'île de Vancouver proviennent des sites de la rivière Jordan (1), du ruisseau Rosewall (2) et de l'île Thetis (3). Les numéros (4) à (25) correspondent aux populations indiquées sur les cartes de Jackman (1998). Nommés selon la nomenclature de Sessions et Kezer (1987), les taxons *Aneides ferreus* I et *Aneides ferreus* II correspondent à des groupes génétiquement distincts qui sont maintenant considérés comme deux espèces distinctes, soit l'*A. ferreus* et l'*A. vagrans*, respectivement. Les six locus d'allozymes fixes qui distinguent les deux groupes sont indiqués : les locus G3pdh, La, Gtdh et Ldh-1 ont changé le long d'une branche particulière (indiqués par de petites barres), et les allèles des locus Aat-2 et Idh-1 étaient propres à chaque groupe. Figure de Jackman (1998) reproduite avec sa permission.



Veuillez voir la traduction française ci-dessous :
Del Norte and Siskiyou counties = comtés de Del Norte et de Siskiyou
California = Californie
Vancouver Island, British Columbia = île de Vancouver (Colombie-Britannique)
Humboldt County = comté de Humboldt
Mendocino County = comté de Mendocino
Del Norte County = comté de Del Norte
Trinity County = comté de Trinity
DN=0.1 = DN = 0,1